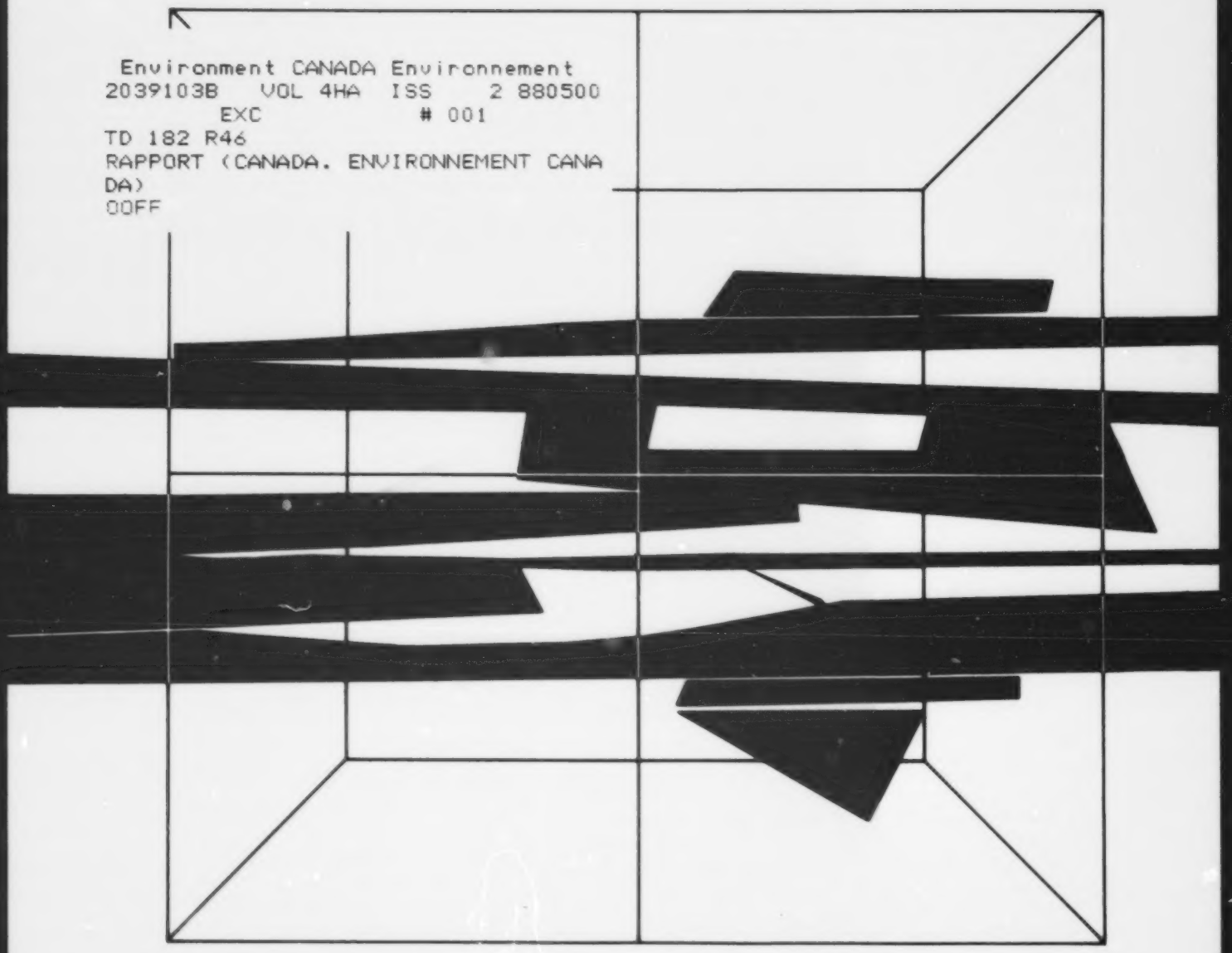
Devenir et effets des BPC dans l'environnement canadien

Rapport SPE 4/HA/2
Mai 1988

Environment CANADA Environnement
2039103B VOL 4HA ISS 2 880500
EXC # 001
TD 182 R46
RAPPORT (CANADA. ENVIRONNEMENT CANADA)
OOFF



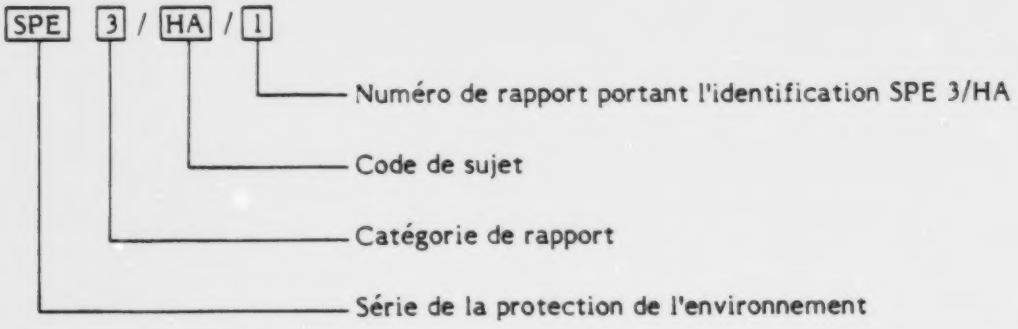
Environnement Canada Environment Canada

Canada

88-04810/

SÉRIE DE RAPPORTS DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotage:



Catégories

1	Règlements/Lignes directrices/ Codes de procédure
2	Consultation publique: évaluation des problèmes, options de contrôle
3	Recherche et développement technologique
4	Revues de la documentation
5	Relevés
6	Évaluations des impacts sur l'environnement
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets

AG	Agriculture
AN	Technologie anaérobie
AP	Polluants atmosphériques
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CE	Consommateurs et l'environnement
CI	Industries chimiques
FA	Activités fédérales
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Chimie inorganique
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions du Nord et rurales
PF	Papier et fibres
PG	Production de l'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
SF	Traitement de surface
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthode de référence normalisée
TS	Systèmes de transport
UP	Pollution urbaine
WP	Protection/préservation du bois

Sujets et codes additionels sont introduits au besoin. Une liste de rapports du SPE peut être obtenue en s'adressant aux Publications de la protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0H3.

DEVENIR ET EFFETS DES BPC DANS L'ENVIRONNEMENT CANADIEN

rédigé pour le

Comité directeur des produits chimiques toxiques
Conseil canadien des ministres des ressources et
de l'environnement

par

W.M.J. Strachan
Conservation et Protection
Environnement Canada
Institut national de recherche sur les eaux
Burlington (Ontario)

SPE 4/HA/2
Mai 1988

AVIS AUX LECTEURS

Prière d'adresser tout commentaire au sujet du présent rapport à:

Colleen Hyslop
Direction des analyses environnementales
Conservation et Protection
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Report available in English. Please contact:

Environmental Protection Programs Publications
Conservation and Protection
Environment Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1988
N° de cat. En 49-4 4-2F
ISBN 0-662-94930-7
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

PRÉFACE

Ce rapport a été préparé à la demande du Comité directeur des produits chimiques toxiques (CDPCT), relevant du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE), à la suite du déversement de biphényles polychlorés (BPC) sur la Transcanadienne près de Kenora (Ontario) en avril 1985. Cette évaluation du devenir et des effets des BPC dispersés dans notre environnement fait partie du Plan d'action du CCMRE pour les BPC.

L'auteur de ce rapport a bénéficié de l'aide de nombreuses personnes et scientifiques de divers organismes fédéraux, provinciaux et autres. Bien que les données et l'information présentées soient correctes, les conclusions, recommandations et opinions exprimées reflètent les vues de l'auteur et pas nécessairement celles d'Environnement Canada ou du gouvernement fédéral.

Vu l'intérêt que le public porte aux BPC, nous avons jugé utile d'en préparer une version adaptée à un plus large auditoire, version que nous vous présentons sous forme d'un rapport d'Environnement Canada. Le lecteur voudra bien noter que les données et l'information présentées n'ont pas fait l'objet d'une mise à jour. Toute information scientifique ou technique sur les BPC ultérieure à la préparation de la version originale n'apparaît donc pas.

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier particulièrement M. Mark Richardson de la Direction des analyses environnementales d'Environnement Canada pour sa contribution inestimable tout au long de la préparation de ce rapport. Il s'est notamment chargé d'écrire le chapitre sur la réglementation applicable aux BPC, et de faire les démarches pour la dactylographie finale et la traduction du rapport.

De nombreuses personnes d'Environnement Canada, de Pêches et Océans Canada ainsi que de Santé et Bien-être social Canada ont fourni des données et des résumés d'études dont une partie n'a jamais été publiée. D'autres ont facilité la tâche de l'auteur en transmettant les demandes de données ou d'information aux instances appropriées ou en apportant des commentaires. Une partie de l'information nous a été fournie par des organismes provinciaux et par l'U.S. Environmental Protection Agency (EPA). L'auteur tient à souligner la contribution des personnes mentionnées ci-dessous et s'excuse auprès de celles qu'il a pu involontairement omettre.

Dr T. Bridle	auparavant: Centre de technologie des eaux usées, Environnement Canada maintenant rattaché à: Campbell Environmental, Perth, Australie
Dr J. Buccini	Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada
D.H. Cullen	Direction de la qualité de l'eau (Région de l'Atlantique), Environnement Canada
Dr D.C. Dimitroff	Direction des services médicaux, Santé et Bien-être social Canada
E. Dowie (Mlle)	Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada
R. Duffield	Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada
R.H. Ferguson	Waste Management Branch, B.C. Ministry of Environment
Dr C. Franklin	Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada
Dr R. Frank	Pesticide Residues Testing Laboratory, Ontario Ministry Agriculture and Food
M. Gilbertson	auparavant: Direction de la gestion de l'habitat du poisson, Pêches et Océans Canada

	maintenant: Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada
Dr A.P. Gilman	Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada
G. Graham (Mlle)	Direction des opérations régionales, Santé et Bien-être social Canada
Dr R. Hoff	Direction de la recherche, qualité de l'air, Environnement Canada
D. Kittle	Service de protection de l'environnement (Yukon), Environnement Canada
K. Kuntz	Direction de la qualité de l'eau (Ontario), Environnement Canada
P. Laporte	Service canadien de la faune (Québec), Environnement Canada
F. Mah	Direction de la qualité de l'eau (Pacifique et Yukon), Environnement Canada
Dr J. Marsalek	Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada
Dr W.K. Marshal	Service canadien de la faune, Environnement Canada
Dr D. McGregor	Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada
Dr J. Mes	Direction de la protection de la santé, Santé et Bien-être social Canada
Dr D.G. Muir	Institut des eaux douces, Pêches et Océans Canada
Dr R. Norstrom	Service canadien de la faune, Environnement Canada
Dr D. Peakall	Service canadien de la faune, Environnement Canada
Dr G.A.V. Rees	Laboratory Service Branch, Ontario Ministry Environment
Dr P.A. Saschenbrecker	Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, Agriculture Canada
W. Scheider	Aquatic contaminant Section, Ontario Ministry Environment
M.A. Sharpe (Mlle)	Service de la protection de l'environnement (Ouest et Nord), Environnement Canada
H. Sloterdijk	Direction de la qualité de l'eau (Québec), Environnement Canada

K. Suns	Water Resources Branch, Ontario Ministry Environment
Dr D.C. Villeneuve	Bureau des dangers des produits chimiques, Santé et Bien-être social Canada
Dr M.D. Webber	Centre technologique des eaux usées, Environnement Canada
Dr D.V. Weseloh	Service canadien de la faune (Ontario), Environnement Canada
Dr S.H. Whitlow	auparavant: Direction de la qualité de l'eau (bureau central), Environnement Canada maintenant: Service de l'environnement atmosphérique, Vancouver (C.-B.)
M. Whittle	Direction de la recherche sur les pêches des Grands Lacs, Pêches et Océans Canada
D. Wilson	Service de la protection de l'environnement (Pacifique et Yukon), Environnement Canada

RÉSUMÉ

Ce rapport évalue les dangers que posent les BPC (biphényles polychlorés) dispersés dans l'environnement canadien. Il s'agit d'une interprétation des données sur l'exposition aux BPC et ses effets, ultérieures à la publication, en 1976, du rapport du Groupe de travail sur les BPC préparé par Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada. Le lecteur y trouvera des comparaisons entre les niveaux d'exposition vraisemblables et les effets probables, ainsi que des recommandations visant à renforcer les mesures de contrôle.

ABSTRACT

This report gives an environmental assessment of the hazards posed by polychlorinated biphenyls (PCBs). It is an interpretive presentation of data on exposure and effects which were available after publication of the original "Report of the Task Force on PCBs" (Task Force, 1976) prepared jointly by Environment Canada and Health and Welfare Canada. A comparison of expected exposure levels and their effects is presented, as well as recommendations for control measures.

TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE		III
REMERCIEMENTS		IV
RÉSUMÉ/ABSTRACT		VII
LISTE DES TABLEAUX		X
RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS		XI
GLOSSAIRE		XV
1	**INTRODUCTION**	1
1.1	Renseignements généraux	1
1.2	Études sur les BPC	1
1.2.1	L'OCDE et les BPC	2
1.2.2	Rapport du Groupe de travail sur les BPC	3
2	**Aspects généraux de l'exposition aux BPC**	6
2.1	Méthodes d'analyse des BPC	7
2.2	Propriétés des BPC et répartition dans l'environnement	8
2.2.1	Solubilité	9
2.2.2	Volatilité	9
2.2.3	Réactivité dans l'environnement	10
2.2.4	Modélisation de la répartition	12
3	**Dispersion des BPC dans l'environnement au Canada**	14
3.1	Banques nationales de données	14
3.2	Région de l'Atlantique	16
3.3	Région du Québec	19
3.4	Région de l'Ontario	23
3.5	Région de l'Ouest et du Nord	32
3.6	Région du Pacifique et du Yukon	35
3.7	Tendances à l'échelle nationale	38
4	**Exposition de l'homme aux BPC, au Canada**	40
4.1	Air	40
4.2	Eau	40
4.3	Aliments	41
5	**Toxicité des BPC**	46
5.1	Mutagénicité/cancérogénicité/tératogénicité	46
5.2	Toxicité pour l'avifaune	47
5.3	Phytotoxicité des BPC	50
5.4	Toxicité pour les mammifères	51
5.5	Toxicité pour les poissons et les organismes aquatiques	53
6	**Effets sur la santé**	57
7	**Évaluation du danger**	60
7.1	Organismes aquatiques	61
7.2	Organismes terrestres	62

8	**Réglementation applicable aux BPC au Canada**	65
8.1	Inventaire	65
8.2	Émissions dans l'environnement	65
8.2.1	Mise en décharge	65
8.2.2	Effluents industriels	68
8.2.3	Effluents municipaux	69
8.2.4	Boues provenant du traitement des eaux usées industrielles et municipales	69
8.2.5	Fuites et déversements accidentels	70
8.3	Techniques de destruction	70
8.4	Règlements fédéraux applicables aux BPC	71

RÉFÉRENCES 77

ANNEXE: Recherches de références 95

LISTE DES TABLEAUX

1	Résumé des données concernant les BPC résiduels	5
2	Données de NAQUADAT sur les BPC	15
3	Données sur les BPC atmosphériques - Région de l'Atlantique	18
4	Présence de BPC chez des mammifères et des oiseaux - Région de l'Atlantique	18
5	Données sur les BPC - Région du Québec	20
6	Données sur les tendances des BPC dans les Grands Lacs - Poissons sélectionnés et oeufs de goéland argenté	24
7	Autres données sur les BPC - Grands Lacs	
8	Données sur les BPC atmosphériques - Région de l'Ontario	28
9	Données sur les BPC - Région de l'Ontario à l'extérieur des Grands Lacs	31
10	Données sur les BPC pour le sud et le centre de l'Alberta	33
11	Données sur les BPC - Région de l'Arctique	34
12	Données sur les BPC - Colombie-Britannique	36
13	Données sur les BPC dans les aliments	43
14	Études sur les effets toxiques des BPC chez l'avifaune	48
15	Effets toxiques chez des mammifères ayant reçu des doses sublétales de BPC	52
16	Effets toxiques des BPC sur les poissons et autres organismes aquatiques	55
17	Effets toxiques observés chez des travailleurs exposés aux BPC	59

RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS

Résumé

L'étude des données sur l'exposition aux BPC (biphényles polychlorés) présents dans l'environnement canadien révèle que ces composés sont dispersés dans la plupart des régions du Canada. La situation dans la région des Grands Lacs est particulièrement préoccupante. C'est dire que la situation n'a pas changé depuis la première étude conduite en 1976 aux termes de la *Loi sur les contaminants de l'environnement*, sauf que les disparités observées alors entre les Grands Lacs et le reste du pays sont moins prononcées en raison d'une baisse des teneurs en BPC chez les biotes des Grands Lacs. Les teneurs retrouvées chez l'homme, au niveau pan-canadien, seraient par contre légèrement à la hausse.

Certains indices suggèrent que la dispersion des BPC dans la biosphère se fait principalement par l'atmosphère. On retrouve des BPC à la grandeur du continent, voire de la Terre. Bien que les BPC présents dans l'atmosphère ne constituent qu'une petite partie des quantités déclarées perdues dans l'environnement, le transfert de l'atmosphère à l'eau et peut-être au sol fait penser que l'atmosphère joue un rôle important dans le cycle global des BPC.

Il n'existe pas de données sur l'exposition probable de l'homme aux BPC par l'absorption d'aliments. Les données sur les teneurs résiduelles en BPC des aliments font particulièrement défaut pour les régions autres que l'Ontario, et pour les végétaux, c'est pour tout le Canada que l'on manque de données. Il est impossible dans ces conditions d'évaluer de manière fiable l'exposition de l'homme aux BPC. Par recoupement, on peut toutefois déduire que bien que les aliments soient la principale voie d'exposition de l'homme aux BPC, ces composés sont en concentrations trop faibles pour menacer la santé des Canadiens. Il y a aussi un manque flagrant de données sur les concentrations de BPC résiduels chez la faune et la nourriture qu'elle consomme.

Les données sur les effets des BPC proviennent presque toujours d'études conduites sur une seule espèce. Ce genre d'études peut convenir pour évaluer les dangers pour une espèce donnée et pour l'homme en particulier, mais elles ne renseignent pas suffisamment sur les conséquences pour l'espèce dans son milieu. Certaines études en milieu aquatique ont démontré que la vulnérabilité d'une communauté est comparable à celle des organismes les plus vulnérables de cette communauté. Des conclusions basées sur ce type d'information seraient plus crédibles.

Certaines données toxicologiques permettent de démontrer que les réactions sont différentes selon le nombre d'atomes de chlore et leur position sur le noyau

biphényle. Il n'existe pas de données comparables sur les concentrations résiduelles dans l'environnement, propres à chaque BCP, qui faciliteraient l'évaluation et permettraient d'avoir une meilleure idée des dangers potentiels liés aux BPC. Il n'a généralement pas été possible de dégager les tendances temporelles et spatiales des données sur les BPC en raison de l'absence d'une base appropriée pour les comparaisons. Par conséquent, il est impossible, même huit ans après l'adoption du premier règlement sur les BPC, de connaître l'efficacité de la réglementation adoptée.

Recommandations

Les recommandations qui suivent se rapportent à la surveillance exercée ou encouragée par Environnement Canada. Elles sont destinées à procurer une meilleure évaluation de l'exposition, qui comprend l'analyse des tendances:

1) Évaluer les nouvelles techniques d'échantillonnage et d'analyse que le Ministère a mises au point pour le dosage des BPC résiduels dans l'eau et dans l'air. Il faut examiner en particulier les prototypes de l'échantillonneur à eau APLE, l'échantillonneur à écoulement continu, l'échantillonneur quatre saisons de précipitations humides, ainsi que l'échantillonneur dichotomique vapeurs-matières particulaires. Il faudrait utiliser des techniques d'analyses propres à chaque BPC et les disséminer.

2) Déterminer l'importance des échanges air-eau dans les bilans globaux des substances toxiques persistantes comme les BPC, pour diverses masses d'eau.

3) Réaliser les futurs programmes de surveillance des BPC et d'autres substances toxiques à partir de stations moins nombreuses mais d'échantillonnages plus fréquents et en adoptant une méthode qui permette la comparaison des données provenant de différentes parties du pays. De plus, ces programmes de surveillance doivent viser à permettre des comparaisons temporelles et doivent donc tenter d'évaluer les méthodes utilisées dès qu'il y a modification des techniques. De plus, ces programmes devraient utiliser des échantillons témoins de l'évolution, et s'il s'agit du biote, il faudrait choisir des organismes sédentaires, c'est-à-dire ayant une aire d'alimentation limitée. La surveillance doit comprendre le dosage des BPC à divers niveaux trophiques et, lorsque les mandats sont multiministériels, le Ministère doit faire figure de chef de file et coordonner efficacement le prélèvement et l'analyse des échantillons.

4) Encourager tout le Ministère et d'autres organismes gouvernementaux et non gouvernementaux, dans la mesure du possible, à alimenter à intervalles réguliers une banque de données commune, par exemple NAQUADAT. Cela devrait être obligatoire pour toutes les études subventionnées par le Ministère. Exiger des responsables de la banque de données qu'ils adaptent la présentation des données lors du stockage et de l'extraction afin de pouvoir fournir des données sur les divers stades du cycle vital d'une espèce et sur l'emplacement du prélèvement et de permettre d'entrer des données propres aux congénères (pour les BPC) et autres "composés".

5) Région de l'Atlantique: Recueillir davantage de données sur les poissons et les niveaux trophiques inférieurs. Recueillir aussi des données sur la région du Labrador.

6) Région du Québec: Recueillir d'autres données pour tous les types d'échantillons pour

les zones nordiques. Les données existantes provenant du Saint-Laurent doivent être triées pour permettre des comparaisons temporelles et spatiales appropriées.

7) Région de l'Ontario: Effectuer plus régulièrement des échantillonnages et des analyses à l'extérieur de la zone du bassin des Grands Lacs.

8) Région de l'Ouest et du Nord: Résoudre la question de la disproportion entre les concentrations élevées de BPC chez les poissons et les faibles teneurs mesurées dans les sédiments de la rivière Saskatchewan Nord. Tenter également d'expliquer pourquoi la teneur en BPC du foie d'ours blancs habitant la zone arctique de la région tend à être plus élevée qu'ailleurs au Canada.

9) Région du Pacifique et du Yukon: Mettre en oeuvre la surveillance ailleurs que dans le fleuve Fraser et en des circonstances autres qu'un déversement, et intégrer cette surveillance aux programmes décrits au point 3. Veiller à obtenir plus de données sur l'environnement pour la région du Yukon.

10) Procéder par une étude spéciale au dosage des BPC dans des aliments beaucoup plus variés que ceux actuellement considérés. Cette étude aurait comme premier objectif de déterminer si les fruits, les céréales et les légumes contribuent de façon significative à la charge corporelle en BPC des canadiens.

La recommandation suivante vise à améliorer nos connaissances sur les effets toxiques des BPC sur l'écosystème.

11) Encourager les chercheurs à entreprendre, dans la mesure du possible, des études sur la réaction d'une communauté. À ce jour, ce type d'études a porté sur les niveaux trophiques inférieurs de l'écosystème marin; on devrait innover en la matière et encourager l'étude d'autres systèmes.

Il faut noter qu'une substance chimique est irrécupérable lorsqu'elle a rejoint son cycle biogéochimique. Les BPC piégés dans l'environnement canadien y resteront jusqu'à ce que la nature les "élimine" par enfouissement dans les sédiments ou par dégradation. Très peu de mesures peuvent être prises pour accélérer ce processus. Le gestionnaire avisé fera donc tout son possible pour empêcher la migration d'autres BPC. Les règlements actuels limitent l'utilisation des BPC aux équipements en place (principalement des équipements électriques) lors de leur entrée en vigueur et prévoient le transport sécuritaire des BPC et équipements contaminés jusqu'à l'endroit où ils doivent être détruits. Afin d'assurer une meilleure protection contre tout rejet de BPC, d'autres mesures réglementaires peuvent être appliquées.

Bien que les recommandations sur les mesures de réglementation ne faisaient pas explicitement partie du mandat qui nous était confié, nous avons jugé opportun de promouvoir l'adoption de plusieurs mesures qui, nous le croyons, permettront d'assurer une protection à plus long terme de l'environnement. Elles sont formulées dans les deux recommandations qui suivent, la seconde dépendant du succès de la première.

12) Mettre en place une technologie qui permettrait de détruire d'ici quelques années tous les déchets de BPC emmagasinés. Tout en reconnaissant que la responsabilité

première d'une telle démarche incombe aux provinces, conformément aux dispositions constitutionnelles du Canada, le Ministère devrait activement encourager la destruction des BPC. Il semble qu'il existe des méthodes efficaces et économiques.

13) Examiner les règlements afférents à la *Loi sur les contaminants de l'environnement* afin de déterminer comment les appliquer pour accélérer le remplacement progressif normal de l'équipement existant, en particulier de l'équipement qui comprend encore des BPC comme liquides diélectriques.

Notre dernière recommandation s'attaque au caractère global du problème que posent les BPC.

14) Le Ministère et le gouvernement devraient recourir à tous les forums internationaux pour encourager expressément les autres pays, notamment les pays industrialisés, à limiter plus sévèrement (et de préférence carrément interdire) l'utilisation des BPC et à faire profiter tous les pays intéressés de leur technologie de destruction.

GLOSSAIRE

Nom commun	Nom latin
Oiseaux	
Caille	*Colinus virginianus*
Canard malard	*Anas platyrhynchos*
Cormoran à aigrettes	*Phalacrocorax auritus*
Crécerelle américaine	*Falco sparverius*
Faisan	*Phasianus colchius*
Faucon des prairies	*Falco mexicanus*
Faucon émerillon	*Falco columbarius*
Gode	*Alca torda*
Goéland argenté	*Larus argentatus*
Grand héron	*Ardea herodias*
Grand puffin	*Puffinus gravis*
Puffin fuligineux	*Puffinus griseus*
Sterne commune	*Sterna hirundo*
Tourterelle à ailes blanches	*Zenaida asiatica*
Mammifères	
Béluga	*Delphinapterus leucas*
Marsouin commun	*Phocoena phocoena*
Ours blanc	*Ursus maritimus*
Phoque annelé	*Phoca hispida*
Phoque du Groenland	*Pagophilus groenlandicus*
Phoque gris	*Halichoerus grypus*
Poissons	
Achigan à grande bouche	*Micropterus salmoides*
Alose à gésier	*Dorosoma cepedianium*
Barbote brune	*Ictalurus nebulosus*
Barbue de rivière	*Ictalurus punctatus*
Carpe	*Cyprinus carpio*
Corégone	*Coregonus* sp.
Crapet-soleil	*Lepomis gibbosus*

GLOSSAIRE (suite)

Nom commun	Nom latin
Poissons (suite)	
Doré	*Stizostedion vitreum*
Éperlan arc-en-ciel	*Osmerus mordax*
Gambusie	*Gambusia affinis*
Grand brochet	*Esox lucius*
Hareng de l'Atlantique	*Clupea harengus*
Lotte	*Lota lota*
Méné tête-de-mouton	*Cyprinodon variegatus*
Meunier à grandes écailles	*Catostomus macrocheilus*
Meunier noir	*Catostomus commersoni*
Omble chevalier	*Salvelinus alpinus*
Omble de fontaine	*Salvelinus fontinalis*
Perchaude	*Perca flavescens*
Queue à tache noire	*Notropis hudsonius*
Saumon coho	*Onchorhynchus kisutch*
Saumon quinnat (chinook)	*Onchorhynchus tshawytscha*
Sauvagesse du Nord	*Ptychocheilus oregonensis*
Tête-de-boule	*Pimephales promelas*
Touladi	*Salvelinus namaycush*
Truite arc-en-ciel	*Salmo gairdneri*
Truite brune	*Salmo trutta*
Truite moulac (hybride du touladi et de l'omble de fontaine)	
Autres	
Daphnies	*Daphnia magna*
Diatomées	*R. setig.*
Drosophyle	*Drosophila melanogaster*

1 INTRODUCTION

1.1 Renseignements généraux

Au Canada, le problème que posent les biphényles polychlorés (BPC) pour l'environnement n'est pas récent. En 1976, l'adoption de la *Loi sur les contaminants de l'environnement* forçait l'étude approfondie de ce groupe de substances chimiques (Groupe de travail, 1976), et leur usage était réglementé en 1977. Leur étude ne s'est pas arrêtée pour autant. Ces substances chimiques continuent d'être étudiées par des chercheurs du ministère de l'Environnement et d'ailleurs; les journaux publient régulièrement des articles traitant de l'exposition de l'homme aux BPC par suite de déversements ou de la consommation de poissons contaminés par des BPC. Ces phénomènes suscitent une vive inquiétude non seulement chez le grand public mais aussi parmi la communauté scientifique. En effet, les mesures prises suffisent-elles ou devrait-on appliquer d'autres méthodes de contrôle? De plus, nous ne connaissons peut-être pas suffisamment les effets d'expositions prolongées aux BPC à des teneurs qui sont généralement nettement inférieures à celles qui font l'objet d'études en laboratoire.

La présente étude répond à la demande faite en mai 1985 par le Dr R.W. Slater, président du Comité directeur du Programme de gestion des substances chimiques toxiques d'Environnement Canada, et à l'époque, sous-ministre adjoint au Service de la protection de l'environnement, demande appuyée par le Dr W.B. Mountain alors sous-ministre adjoint au Service de la conservation de l'environnement. Le présent document est le fruit de leurs directives.

L'auteur avait pour mandat d'étudier dans quelle mesure notre environnement était pollué par les BPC et si cela menaçait la salubrité de l'environnement et la santé.

Pour ce faire, il devait se fonder sur des évaluations extraites de la documentation pertinente et sur l'interprétation des données accessibles.

1.2 Études sur les BPC

Bon nombre d'études ont porté sur l'exposition aux biphényles polychlorés (BPC) et sur leurs effets. Au Canada, le Groupe de travail sur les BPC, créé en 1975 en vertu de la *Loi sur les contaminants de l'environnement*, remettait un rapport en 1976 axé en grande partie sur l'exposition aux BPC à cette époque (Groupe de travail, 1976). Ce groupe avait notamment pour mandat d'évaluer la *Loi sur les contaminants de l'environnement* en tant qu'instrument d'application d'une décision de l'Organisation pour la coopération et le développement économique (OCDE) et de ses recommandations concernant les BPC (OCDE, 1973).

Se fondant sur les délibérations et le rapport du Groupe de travail, le Comité de la *Loi sur les contaminants de l'environnement* d'Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada proposait un règlement interdisant toute importation, fabrication et utilisation de BPC contenant trois atomes de chlore ou plus. Étaient soustraits à ce Règlement les BPC utilisés comme isolant dans les transformateurs et les condensateurs de puissance (neufs ou usagés), ainsi que dans l'équipement de transfert thermique et le matériel hydraulique usagés. Ce Règlement fut adopté en 1977. En 1980, le Règlement est révisé et l'interdiction d'utiliser des BPC s'étend dès lors à tout nouvel équipement ainsi qu'à l'entretien du matériel électrique. En août 1985, d'autres règlements sur le rejet de matières et matériaux contaminés par les BPC entrent en vigueur. L'utilisation des BPC à titre d'isolant est restreinte à l'équipement existant (principalement des transformateurs et des condensateurs). En principe, la vie utile de ces équipements ne devrait pas dépasser 35 ans, mais certains estiment qu'elle pourrait être plus longue.

Le but de cette étude était de *a*) faire le point sur la situation décrite par le Groupe de travail en 1976; *b*) déterminer si le degré d'exposition aux BPC dans l'environnement canadien a diminué; et *c*) proposer d'autres solutions qui pourraient être adoptées par le gouvernement du Canada, et en particulier par le ministère de l'Environnement. Les données examinées portent sur la période postérieure à 1976; toutefois, un bref résumé de la situation à cette époque est donné. La présente étude comporte l'examen des données sur les effets des BPC, un volet qui n'avait pas été abordé dans le rapport original. Elle présente également des commentaires et des recommandations sur les mesures de contrôle qui ne font pas strictement partie du mandat de cette étude.

1.2.1 L'OCDE et les BPC. - La décision de l'OCDE du 13 février 1973 a déclenché les actions posées par le gouvernement canadien afin de contrôler l'usage des BPC. Le rapport de Buxton et coll. (1972) sur la situation canadienne avait déjà sensibilisé le gouvernement au problème des BPC. La décision de l'OCDE recommandait aux pays membres de restreindre l'utilisation de ces composés aux liquides diélectriques pour transformateurs et condensateurs, aux équipements de transfert thermique autres que ceux employés dans la transformation de produits alimentaires, aux liquides hydrauliques dans les opérations minières et aux petits condensateurs. D'autre part, l'OCDE priait instamment les pays de prévoir des modes d'élimination sécuritaires des surplus et des déchets de BPC; d'établir un système d'étiquetage commun; d'élaborer des moyens de transport sécuritaires de ces produits; et de limiter leurs exportations.

En 1982, l'OCDE a examiné les progrès accomplis dans les pays membres depuis l'entrée en vigueur des mesures restreignant l'utilisation des BPC (OCDE, 1982) et

a conclu que la plupart de ces pays avaient respecté les limites prescrites, mais qu'il s'exerçait peu de contrôle des exportations et que les recommandations concernant l'étiquetage et le transport avaient été peu suivies. L'OCDE a également estimé que les teneurs en BPC dispersés dans l'environnement ont peu diminué, même si la production totale des pays membres de l'OCDE était de 16 600 tonnes en 1980, soit 62 p. 100 de moins que la production antérieure à 1973. L'OCDE a souligné que les Grands Lacs sont le seul endroit où l'on ait observé une baisse des teneurs (oeufs de goélands argentés et de certains poissons); partout ailleurs, les analyses d'échantillons du milieu ont révélé que les teneurs n'avaient pas changé voire même qu'elles avaient augmenté. Toujours selon l'OCDE, le principal problème qui demeure est l'élimination des BPC; la meilleure méthode d'élimination des BPC sous forme liquide semble être l'incinération à des températures supérieures à 1000 °C pendant au moins 2 à 5 secondes. Le rapport de l'OCDE mentionne aussi que le Canada était conscient du problème de la destruction des BPC, mais qu'il n'avait pas encore trouvé de solution appropriée. Les États-Unis ont approuvé deux emplacements (Texas et Arkansas) pour la construction d'incinérateurs et une unité mobile; le Canada ne peut toutefois s'en servir pour la destruction de ses déchets et ces derniers doivent donc être stockés dans l'attente d'une "solution canadienne".

À l'heure actuelle, l'OCDE étudie des recommandations qui permettraient d'éliminer progressivement les BPC. La seule opération permise serait leur transport en vue de la destruction.

1.2.2 Rapport du Groupe de travail sur les BPC (1976). - Le Groupe de travail a donné suite aux recommandations de l'OCDE en notant que le Canada se proposait d'être encore plus strict que ne l'exigeait l'OCDE puisqu'il limitait l'utilisation des BPC à l'équipement électrique. Comme le souligne le rapport de l'OCDE de 1982, les recommandations en matière de transport et d'étiquetage n'ont dans l'ensemble pas été suivies avec autant de rigueur mais des efforts considérables ont été déployés récemment par le gouvernement fédéral et certaines autorités provinciales.

Le rapport du Groupe de travail décrivait la situation des BPC au Canada jusqu'en 1975. Il est mentionné dans la section de l'inventaire industriel du rapport que les importations de BPC (fabrication nulle au Canada) totalisaient 15 775 tonnes en 1974 dont 83 p. 100 se trouvaient dans les transformateurs et les condensateurs - en principe des systèmes hermétiques permettant la récupération des BPC. Une étude plus récente indique que 40 000 tonnes de BPC ont été importées au Canada avant l'interdiction imposée en 1977 (Environnement Canada, 1985). Le Groupe de travail n'a pu indiquer avec

précision ce qui était advenu des BPC contenus dans les équipements. Il y a tout lieu de croire que les BPC impossibles à retracer dans les équipements inventoriés ont tout probablement été rejetés dans l'environnement. La seule question était de savoir s'ils l'ont été dans une phase très mobile, par exemple dans l'atmosphère, ou une phase relativement immobile, par exemple dans une décharge surmontant une nappe phréatique profonde.

Le rapport décrit ensuite de façon détaillée les BPC résiduels dans divers éléments du biote au Canada, par exemple dans les oeufs de goélands argentés dont les prélèvements ont permis une comparaison au moins entre les Grands Lacs, le Saint-Laurent, le golfe du Saint-Laurent et certains endroits de la côte atlantique. Les oeufs récoltés aux abords du lac Ontario étaient nettement plus pollués que les oeufs récoltés aux autres endroits; les teneurs en BPC étaient 3 à 4 fois supérieures aux teneurs enregistrées pour les oeufs récoltés dans les autres Grands Lacs, 5 à 6 fois supérieures par rapport aux oeufs provenant du Saint-Laurent, et de 20 à 30 fois plus élevées pour ce qui est des oeufs provenant du golfe du Saint-Laurent et de la côte atlantique. Les teneurs moyennes en BPC résiduels des poissons capturés dans les Grands Lacs étaient fréquemment supérieures aux teneurs limites fixées pour les aliments. On a également rapporté pour cette région du Canada des cas de contamination des sédiments.

Le manque de données sur les BPC résiduels était particulièrement aigu pour les provinces des Prairies, et encore plus pour la côte du Pacifique. Le seul fait connu est que les Prairies n'échappent pas à la pollution par les BPC. Les oeufs du faucon des Prairies et du faucon émerillon contiennent des BPC, en teneurs moindres toutefois que celles mesurées dans les oeufs d'autres espèces provenant des régions orientales du pays, conséquence probable de leur régime alimentaire terrestre par rapport au régime aquatique des goélands, par exemple. Il n'a pas été possible de faire des comparaisons entre des espèces provenant de diverses régions à cause des différentes habitudes de migration et d'alimentation, et des caractéristiques physiologiques et biochimiques des différentes espèces.

Pour l'Arctique, il existait des données considérables, surtout pour les mammifères (phoques et ours blancs), et généralement, l'analyse des teneurs en BPC était faite sur des prélèvements tissulaires. Ici aussi on a retrouvé des BPC chez les phoques, en teneurs plus faibles toutefois que celles relevées chez des espèces semblables mais non identiques de la côte atlantique. Dans la région de la Baie d'Hudson et de la Baie James, les concentrations de BPC chez les phoques semblent comparables à celles observées à certains endroits de la côte atlantique. Les poissons de la région étaient également contaminés mais les teneurs mesurées étaient beaucoup plus faibles par rapport à d'autres

parties du pays. On a noté que la bio-accumulation des BPC par l'omble chevalier de la Baie d'Hudson était plus élevée que dans les autres régions du Grand Nord.

Le rapport du Groupe de travail contient aussi des données relatives aux BPC résiduels chez les canadiens et dans le lait. La moyenne nationale des teneurs en BPC des tissus adipeux était de 0,91 µg/g chez la femme, valeur inférieure de 33 p. 100 par rapport à la teneur moyenne chez l'homme. Chez les Ontariens, la teneur est de 18 p. 100 supérieure à la moyenne nationale, alors qu'au Manitoba et en Saskatchewan, elle est de 55 p. 100 inférieure à la moyenne nationale.

Le tableau 1 présente un résumé des teneurs rapportées par le Groupe de travail.

TABLEAU 1 RÉSUMÉ DES DONNÉES CONCERNANT LES BPC RÉSIDUELS
(tirées du rapport du Groupe de travail, 1976)

Échantillon	Lac Ontario	Autres Grands Lacs	Saint-Laurent	Provinces de l'Atantique	Prairies et C.-B.	Région arctique
Oeufs du goéland argenté	108,0	48,5	20,7	4,3		
Doré	2,0	0,89	2,0		0,093	
Meunier noir	1,2	1,7	1,4		0,07	
Flétan de l'Atlantique				0,36	0,060	
Morue de l'Atlantique				0,086	0,010	
Flétan				0,12	0,018	
Clam				0,037	0,018	
Omble chevalier						0,015
Gras de phoque						
- phoque du Groenland			9,2	6,2		
- phoque annelé				35,6[a]		1,2[b]
Ours polaires:						
- graisse						5,5
- foie						2,7
Oeufs du faucon des Prairies					0,89	
Oeufs du faucon émerillon					1,40	
Gras de lait de vache	0,10					
Tissu adipeux humain	1,1[c]		0,97[d]	0,73	0,72	

Remarque: Toutes les valeurs sont en µg/g.
[a] À l'exception d'un seul échantillon de 3,0 µg/g.
[b] Valeur moyenne utilisée pour certains endroits.
[c] Québec.
[d] Ontario.

2 ASPECTS GÉNÉRAUX DE L'EXPOSITION AUX BPC

Les biphényles polychlorés (BPC) constituent une catégorie de substances chimiques organiques à noyau biphényle et à substituants chlore. Cette structure peut être plus ou moins chlorée, mais en général le degré de chloration des BPC retrouvés dans les échantillons prélevés dans l'environnement est de 40 à 60 p. 100, pour un total de 3 à 7 atomes de chlore par molécule. Ce degré de chloration correspond à celui utilisé dans les premières applications industrielles des BPC.

Les BPC, y compris ceux dont le degré de chloration correspond aux BPC retrouvés dans des échantillons prélevés dans l'environnement, ont des propriétés assez semblables. Rappelons toutefois que les BPC de qualité commerciale sont en fait des mélanges. La compagnie Monsanto, seul producteur de BPC en Amérique du Nord et qui accaparait plus de la moitié du marché mondial, les commercialisaient sous la marque Aroclore suivie d'un numéro dont les deux derniers chiffres représentaient le pourcentage de chlore. Les plus répandus des BPC provenant de compagnies autres que la Monsanto et vendus dans les pays membres de l'OCDE étaient le Kanechlor, le Clophène, le Fenechlor et le Phenochlor. Les BPC les plus fréquemment retrouvés dans les échantillons prélevés dans l'environnement s'apparentent à l'Aroclore 1254 ou 1260 qui contiennent respectivement 54 et 60 p. 100 de chlore, correspondant à 4 à 6 et 5 à 7 atomes de chlore par noyau biphényle. Plus de 100 BPC ont été identifiés dans les échantillons prélevés dans l'environnement sur une possibilité de 209.

Les BPC sont très stables dans la plupart des conditions, que ce soit celles pour lesquelles ils étaient prévus ou les conditions des milieux dans lesquels ils ont migré. Lorsque ces composés furent introduits, leur excellente thermostabilité, électrostabilité et écostabilité les destinaient à des applications très diverses. On s'en servait comme isolants dans les transformateurs et les condensateurs de puissance; fluides hydrauliques; huiles industrielles spéciales; plastifiants; agents d'étanchéité du bois; agents anti-volatilisation dans les pesticides; retardateurs de flammes. Ils rentraient aussi dans la composition des encres d'imprimerie et du papier autocopiant, et il est probable que cette liste est loin d'être complète. L'utilisation massive des BPC a débuté dans les années 1930 et s'est poursuivie en Amérique du Nord jusqu'en 1971, lorsque l'unique fabricant des États-Unis (Monsanto Chemical) a limité leur emploi à des applications dans des systèmes clos, c'est-à-dire aux transformateurs et condensateurs électriques. On chiffre à $5{,}7 \times 10^8$ kg la consommation de BPC aux États-Unis entre leur introduction et 1970. De

cette quantité, 3,5 x 10^8 kg (61 p. 100) étaient encore en usage en 1975. Seulement 0,25 x 10^8 kg (4 p. 100) auraient été détruits par incinération ou dégradation naturelle, 0,68 x 10^8 kg (12 p. 100) se seraient dispersés dans l'environnement, et 1,31 x 10^8 kg (23 p. 100) ont été retracés dans des décharges (EPA, 1977). Même si les BPC ont été massivement utilisés au Canada, il ne s'en est jamais fabriqué ici. Le rapport du Groupe de travail sur les BPC (1976) décrit plus ou moins en détail les produits utilisés à l'époque. Depuis 1971, de nombreux pays membres de l'OCDE, dont le Canada, ont adopté des lois ou des règlements pour restreindre davantage l'emploi des BPC.

Une bonne partie des BPC employés en Amérique du Nord a été utilisée dans les équipements servant au transport de l'électricité, et l'équipement mis hors service a souvent été enfoui tel quel avec le fluide diélectrique (Nisbet et Sarofim, 1972). La pollution de l'environnement par les BPC provient également des opérations de recyclage du papier ou de l'application sur les routes d'huiles bitumineuses renfermant des BPC. L'incinération, par mégarde ou non, de produits à base de BPC a également libéré des BPC dans l'environnement. Peu importe la voie par laquelle ils ont pénétré dans l'environnement, ce qui compte c'est la quantité et celle-ci donne à réfléchir: environ 16 millions de kilogrammes des BPC vendus au Canada n'ont jusqu'ici pu être retracés.

2.1 Méthodes d'analyse des BPC

Des analyses sont effectuées en séparant partiellement les divers BPC sur un chromatographe en phase gazeuse équipé normalement d'un détecteur à capture d'électrons, dispositif particulièrement sensible aux composés à haute teneur en chlore. Le dosage est effectué en comparant les hauteurs ou les aires des pics (réponses du détecteur) de 20 à 30 des pics séparés à celles du mélange étalon ayant une distribution semblable de pics. L'identification d'un composé distinct s'effectue par l'élimination du plus grand nombre possible de substances interférantes (étape d'épuration) suivie de l'analyse par chromatographie en phase gazeuse et de la comparaison des temps de rétention sur la colonne du chromatographe et des temps correspondants pour les substances étalon. Pour confirmer l'identification, on utilise souvent une deuxième colonne avec des propriétés et des temps de rétention différents; on a parfois recours à un spectromètre de masse couplé au chromatographe en phase gazeuse. Cette technique ne convient toutefois que pour les échantillons ayant une teneur élevée en BPC, ce qui est rarement le cas pour les échantillons prélevés dans l'environnement. Actuellement, le seuil d'identification positif des BPC pour des analyses de routine serait d'approximativement 0,01 µg/l pour l'eau et de 0,1 µg/g tant pour les sédiments que les tissus

biologiques. On considère que les BPC sont en traces lorsque la teneur est d'environ 10 à 20 p. 100 inférieure à ces valeurs. Le dosage de teneurs inférieures est possible dans des travaux de recherche, mais les techniques utilisées dans ces cas sont inadéquates pour des échantillonnages à grande échelle.

Le fait que les BPC ne soient pas un corps simple a présenté quelques difficultés sur le plan des analyses, et même aujourd'hui, celles-ci se révèlent moins sensibles pour les BPC que pour les pesticides organochlorés à propriétés chimiques distinctes. Étant donné que les isomères moins chlorés se dégradent plus facilement, les BPC que l'on retrouve le plus souvent dans l'environnement s'apparentent aux mélanges de BPC plus chlorés et les rapports concernent généralement ces mélanges ou les BPC totaux. Dans la présente étude, BPC désigne la totalité des BPC sans distinguer les congénères, à moins de mention contraire. Actuellement, et bien que les effets toxiques signalés soient souvent attribués à un BPC donné, les données sur l'exposition à des congénères distincts sont trop éparses pour évaluer le degré d'exposition à tel ou tel congénère. Il faudrait toutefois procéder de cette façon dans l'avenir puisqu'il est de plus en plus évident que la toxicité pour diverses espèces varie en fonction de la structure des BPC. De nos jours, on se sert souvent du chromatographe en phase gazeuse avec colonnes capillaires pour l'analyse des BPC, car cette méthode permet de doser les divers BPC présents dans l'environnement au lieu d'exprimer les résultats en BPC totaux, en Aroclore 1254, etc., comme cela se fait couramment. Le travail de Mullin et coll. (1984) indique comment procéder au dosage des BPC.

2.2 Propriétés des BPC et répartition dans l'environnement

Les structures des divers BPC sont suffisamment semblables pour que leurs répartitions relatives dans un écosystème soient qualitativement semblables. Le pouvoir de se biodégrader, la solubilité et la tension de vapeur peuvent être légèrement différents. Ces trois propriétés influent sur le temps qu'il faudra pour que les BPC atteignent l'état d'équilibre une fois introduits dans l'environnement et pour que se produise l'élimination préférentielle des BPC moins chlorés. Avec le temps, il y aura formation d'un mélange de BPC pareil à celui des préparations commerciales à degré supérieur de chloration, ce qui explique pourquoi ils sont souvent identifiés sous cette forme. Mais comme on le voit, cela n'a pratiquement rien à voir avec le produit rejeté au départ.

La toxicité prouvée ou soupçonnée des BPC pour les organismes exposés est due en particulier à la faible solubilité en particulier des BPC plus chlorés, ainsi qu'à la volatilité et à l'absence de réactivité des BPC en général.

2.2.1 Solubilité. - Cette propriété est beaucoup plus simple à définir et à déterminer que la réactivité ou la volatilité, et tout aussi utile pour établir la distribution des BPC. On signale que la solubilité des BPC dans l'eau varie entre 0,016 et 640 µg/l, les plus chlorés étant les moins solubles (Mackay et coll., 1983). La solubilité dans l'eau des préparations commerciales d'Aroclore titrant entre 40 et 60 p. 100 varie entre 2,7 et 250 µg/l (EPA, 1980). On peut s'attendre à ce que les teneurs dans les eaux douces se rapprochent de ces valeurs, ou même les dépassent si les BPC forment des complexes avec les matières organiques présentes dans l'environnement. En eau salée, les valeurs seraient probablement un peu inférieures. Cependant, en milieu naturel, la charge saturante est rarement, sinon jamais, atteinte.

Ces faibles solubilités déterminent la distribution des BPC dans l'environnement, c'est-à-dire dans les sédiments, les biotes, les sols et même l'air. Il existe plusieurs équations empiriques qui établissent un rapport entre les constantes de partage d'équilibre (le rapport entre les teneurs de l'eau et celles des autres milieux) et la solubilité dans l'eau. Les moyens d'évaluer ces propriétés, et d'autres encore, sont présentés en détail dans un texte de Lyman et coll. (1982). En général, les BPC sont fortement liés à la matière organique des sédiments et les sols composés uniquement de matières organiques ayant des coefficients de partage de 16 000 à 112 000 dans ces matrices (Karickhoff, 1981). Pour les biotes, le coefficient de partage est appelé facteur de bioconcentration et il est établi à 740 à 4 125 000 (EPA, 1980). Il semble présenter une bonne corrélation avec la teneur en graisses ou en lipides chez le poisson (Schnoor, 1982).

Une solution de rechange à l'utilisation de la solubilité comme principal indicateur des propriétés de partage, mise à part la détermination réelle de cette propriété, est l'emploi du coefficient de partage octanol-eau. L'utilisation de ce paramètre suppose que l'octanol est un bon substitut pour les lipides. Dans le cas d'un biote, il simule la graisse des organismes; pour les sols et les sédiments, la matière organique de ces matrices. Les prévisions d'autres propriétés ont été obtenues à l'aide de ce paramètre et leur qualité était bien supérieure à celle des prévisions obtenues avec la solubilité. Les valeurs prévues pour les sols/sédiments ($K_{C.O.}$) et pour le biote concordent généralement avec les valeurs expérimentales.

2.2.2 Volatilité. - Cette propriété est beaucoup plus difficile à estimer que la solubilité. Il n'existe actuellement aucune méthode reconnue de mesure de la volatilité. On présume en général qu'elle est fonction de la tension de vapeur du mélange de BPC ($5,5 \times 10^{-6}$ kPa pour 1242 à $16,7 \times 10^{-9}$ kPa pour 1260, Mackay et coll., 1983), mais que

d'autres facteurs comme la hauteur d'eau, la teneur en BPC dissous de la masse d'eau, le mouvement de l'air (le vent) et la turbulence à l'interface air-eau entrent en jeu. Le transport atmosphérique des BPC par l'intermédiaire des matières particulaires, des aérosols ou de la phase vapeur et de leur évapotranspiration, est tout aussi complexe à déterminer que la volatilité, et on croit que les facteurs précités interviennent également. Qualitativement, la volatilité est représentée par la tension de vapeur de la substance utilisée, conjointement avec sa solubilité, pour calculer la constante de partage air-eau (constante de Henry) et par conséquent, un taux de perte (Lyman et coll., 1982). Ce taux de perte est également déterminé par l'utilisation de coefficients de transfert, l'un pour la phase aqueuse et l'autre pour la phase gazeuse. Selon la valeur de la constante de Henry, la valeur limitative du transfert de masse des BPC est observée soit en phase gazeuse, soit dans l'eau. Ces suppositions n'ont pas été totalement vérifiées, et pour confirmer ces prévisions, il faudra procéder à des mesures exactes des coefficients de transfert de masse et des concentrations dans l'eau et dans l'air. Nous supposons également que les BPC peuvent être représentés par des valeurs distinctes pour des caractéristiques comme la tension de vapeur à peu près de la même façon que les congénères individuels. Cette supposition ne peut être qu'une approximation et pour parfaitement comprendre le comportement des BPC dans l'environnement, il faudrait faire l'évaluation des propriétés de chaque BPC.

Les apports de BPC dans les eaux des Grands Lacs seraient la principale voie de pollution de ces lacs par les BPC, surtout dans le bassin supérieur (Eisenreich et coll., 1981); on a également évalué la volatilisation (Andren, 1983). Nous ne savons pas si ces masses d'eau servent actuellement de réceptacle ou de sources aux BPC atmosphériques dans cette région. On a procédé à des mesures des dépôts humides (c'est-à-dire des BPC entraînés par la pluie et la neige) mais on n'a fait qu'estimer les dépôts secs (dépôts gazeux et matières particulaires), ainsi que la volatilisation à partir de l'eau. Il faut également présumer que le cycle dépôt/volatilisation aura sa contrepartie terrestre, mais nous ne connaissons pas très bien ce mécanisme.

2.2.3 **Réactivité dans l'environnement.** - Le chlore lié aux anneaux aromatiques, tel qu'on le rencontre dans les BPC, désactive l'anneau aromatique pour ce qui est de la substitution électrophile. Dans les composés comme les BPC comprenant souvent plusieurs atomes de chlore par anneau, la réactivité est très réduite. Ceci a été généralement établi pour la réactivité chimique, mais il semblerait que le même phénomène agisse sur la réactivité biologique, tout au moins dans des conditions aérobies. La transmission de

l'effet de désactivation entre les deux anneaux exige que les anneaux se trouvent sur le même plan; la substitution des positions ortho- (ou 2-) réduit cette coplanarité et a des répercussions sur les propriétés influençant le devenir des BPC dans l'environnement. Une autre propriété connexe des substituants qui contribuent à la réactivité des BPC dans l'environnement est la disponibilité des atomes vicinaux de carbone aromatique pour la biodégradation. En conditions aérobies, l'absence d'une telle caractéristique structurale réduit considérablement la vitesse de biodégradation (Neely, 1983). Les BPC et tout particulièrement les plus chlorés ne se dégradent pas facilement dans l'environnement. La position du substituant influe également sur les autres propriétés biologiques, y compris la toxicité.

Les BPC sont très répandus dans l'atmosphère et l'on devrait de ce fait étudier les problèmes qu'ils posent à l'échelle internationale, voire planétaire. Bien que les quantités de BPC mesurées dans l'air paraissent faibles comparativement à la production mondiale ou aux teneurs mesurées dans d'autres milieux (Nisbet et Sarofim, 1972), les études montrent que l'atmosphère est l'une des principales voies de dispersion des BPC dans l'environnement. Les apports atmosphériques sont importants, le milieu aquatique servant probablement à la fois de source et de réceptacle pour les BPC présents dans l'air. Il faut regretter le peu d'information sur la photodégradation des BPC en milieu atmosphérique (Zabik, 1983). Des expériences avec des solutions indiquent que la déchloration des BPC donnant des congénères moins chlorés serait à prévoir (Hutzinger et coll., 1974), mais d'autres travaux (Kotzias et coll., 1980) révèlent que les BPC ne réagissent pas lorsqu'ils sont associés à des matières particulaires et qu'ils sont photo-irradiés. En phase vapeur, le dérivé 2,2'-dichloro a formé des produits de transformation hydroxylés lorsqu'il a été irradié en présence d'air.

Dans l'eau, la plupart des réactions hydrolytiques ne se produisent pas avec les BPC; on croit par contre qu'ils subiraient une lente photolyse entraînant une élimination par étape des atomes de chlore (Bunce et coll., 1978). Logiquement, cette transformation devrait donner une substance biologiquement plus réactive, ce qui accélérerait sa dégradation. Le pouvoir de bio-accumulation devrait également être réduit. On pense toutefois que ce processus intervient peu dans la dégradation globale des BPC en milieu aquatique.

La biodégradation des BPC a été étudiée par Liu (1980, 1982) et d'autres spécialistes (Tucker et coll., 1975). Par des essais en milieu isolé conduits avec *Pseudomonas* sp., organismes qui dégradent les BPC, Liu a établi que les BPC se dégradent à des vitesses qui sont fonction de leur teneur en chlore. D'autres chercheurs (Furukawa et

coll., 1979; Masse et coll., 1984) ont fait le même constat avec d'autres microorganismes, également sélectionnés pour leur capacité de dégrader les BPC. Il est peu probable que l'on puisse se baser sur ces travaux pour déterminer les vitesses de dégradation des BPC en milieu naturel. Il est en effet impossible d'établir un rapport entre ces résultats et le nombre de ces souches particulières de bactéries dans les installations d'épuration d'où elles proviennent, et à plus forte raison, leur nombre en milieu naturel. Ce type de recherche sert surtout à trouver et à proposer des mécanismes de biodégradation des BPC, et à permettre éventuellement l'identification des métabolites plus stables.

Au cours d'une étude conduite sur une période de 5 jours dans une station d'épuration desservant une petite ville, Martin et Gosselin (1978) ont fait des analyses avant et après l'ensemencement. Ces auteurs rapportent des taux d'élimination allant de 0 à 90 p. 100. De leur côté, Tabak et coll. (1981) n'ont pas constaté une élimination importante des BPC dans une installation de laboratoire ensemencée avec des eaux usées domestiques - tout au moins pour les mélanges plus chlorés, particulièrement inquiétants pour l'environnement.

De l'avis général, les BPC sont extrêmement lents à se dégrader en milieu naturel. Leur élimination, tout au moins des écosystèmes aquatiques où ils aboutissent généralement, est principalement fonction des processus physiques comme le transport hors du système en question ou le recouvrement par la sédimentation. Le premier processus renvoie simplement le problème au système récepteur. Le deuxième est parfaitement illustré par les travaux de Durham et Oliver (1983), qui ont établi que l'accumulation des BPC, sur une période connue, dans une carotte de sédiments prélevée à l'embouchure de la rivière Niagara est remarquablement parallèle à la commercialisation de ces composés, ce qui sous-entend à la fois un rejet rapide dans l'environnement et peu ou pas de dégradation. D'après ces études, il faut conclure qu'on ne peut à l'aide d'un paramètre unique, ni même d'une série de paramètres chimiques, quantifier la dégradation des BPC dans un milieu donné; le seul moyen demeure les mesures dans le réseau même.

2.2.4 Modélisation de la répartition. - Une approche évidente et souhaitable pour déterminer l'exposition à un produit chimique dispersé dans l'environnement consiste à calculer sa concentration dans différents milieux (air, eau, sol, biotes) en utilisant ses propriétés physicochimiques. Cette méthode est plus facile que les mesures sur le terrain; reste à savoir si elle est moins coûteuse. En fait, c'est souvent la seule option possible lorsque des évaluations doivent être faites et que, faute de temps et pour diverses raisons, on ne peut avoir accès à d'autres données. Cette approche a été tentée (Lassiter et coll.,

1979; Mackay et Paterson, 1982; Roberts et coll., 1978) en utilisant des paramètres de base comme les constantes de partage déterminées directement ou calculées par l'une des corrélations empiriques dont il a été précédemment question. On a également introduit dans les modèles des caractéristiques qui, en théorie, se rapprochent plus étroitement de la réalité; elles introduisent les vitesses du processus de dégradation et l'advection des milieux eux-mêmes. Ils n'ont pas encore été testés à fond en milieu canadien; on s'est servi à quelques reprises du modèle EXAMS pour des cours d'eau du sud des États-Unis (Lassiter et coll., 1979). Une version modifiée a été décrite pour le Mirex dans le lac Ontario (Halfon, 1982) mais elle n'a pas été validée pour les BPC ni appliquée aux BPC.

Mackay et Paterson (1982) ont indiqué à partir de calculs de la fugacité dans leur modèle qu'il y a actuellement un transfert net de BPC dans la région des Grands Lacs, des sédiments à l'eau et de l'eau à l'air. Ces résultats sont contraires aux prévisions antérieures mais restent dans le domaine du possible si l'on suppose que les apports de BPC dans ces lacs (pluie et autres) ont en fait diminué. C'est une hypothèse qui nécessite des recherches plus approfondies puisqu'elle laisse supposer un certain succès des règlements actuels sur les BPC.

3 DISPERSION DES BPC DANS L'ENVIRONNEMENT AU CANADA

Depuis la fin des années 1960, un grand nombre de données ont été rassemblées sur les teneurs en BPC des divers milieux (air, eau, sol et biotes). Au Canada, l'élaboration de ces données a été en grande partie effectuée par Environnement Canada (EC) et la présentation des données dans ce rapport est conforme aux lignes directrices adoptées par cet organisme à l'échelle régionale.

3.1 Banques nationales de données

La Banque nationale des données sur la qualité de l'eau (NAQUADAT), à l'administration centrale de la Direction générale des eaux intérieures, et la Banque de données sur les Grands Lacs, STARFILE, à l'Institut national de recherche sur les eaux, ont toutes deux tenté de recueillir et de classer des données relatives à la qualité de l'eau. En réalité, les données des deux banques sont intégrées et à l'exception d'un retard dans le transfert des données de STARFILE à NAQUADAT, elles sont accessibles par cette dernière. Ces deux bases de données informatiques ont été consultées pour toutes les références aux BPC ultérieures à 1975, pour tous les types d'échantillons dans leurs zones d'étude. Un résumé des résultats est donné au tableau 2.

À l'exception d'un petit nombre de données ponctuelles relatives à l'eau et à la région de l'Ontario, et aux poissons et sédiments, pour la région de l'Atlantique, les données que nous avons consultées jusqu'en mai 1985 s'arrêtaient à l'année 1983. Pour les échantillons d'eau, il y a une grande disparité régionale dans le nombre de sites examinés, le nombre d'échantillons prélevés et le nombre d'échantillons qui renfermaient des BPC en teneurs quantifiables. Toutefois, parmi les échantillons positifs, il n'y a aucune différence significative puisque le seuil de détection, selon l'année de l'analyse, variait de 0,009 à 0,020 µg/l, de sorte que les échantillons signalés comme contenant des BPC ne sont guère quantifiables. Les valeurs pour la rivière Niagara sont d'une plus grande importance puisqu'elles se rapportent essentiellement à la station de Niagara-on-the-Lake et représentent un échantillonnage beaucoup plus fréquent (environ chaque mois en 1978 et hebdomadaire en 1983) qu'à d'autres lieux mentionnés dans NAQUADAT. La moyenne et l'intervalle de confiance à 95 p. 100 pour l'eau filtrée de cette station étaient respectivement de 0,020 et 0,003 µg/l.

Il convient de noter qu'aucun des échantillons d'eau des régions de l'ouest du Canada ne semble contenir des BPC en teneurs quantifiables bien que ce polluant se trouve dispersé un peu partout dans les autres régions du pays et qu'il s'en trouve dans

TABLEAU 2 DONNÉES DE NAQUADAT SUR LES BPC (jusqu'en mai 1985)

Type d'échantillon		Nombre de sites	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons avec teneur supérieure au seuil de dosage	Teneur moyenne des échantillons positifs	Année(s) de prélèvement
Eau (µg/l)						
Atlantique		37	108	11	0,015	1978 à 80
Québec	Saint-Laurent	41	280	43	0,040	1978 à 83
	Côte sud	31	67	12	0,038	1980
	Nord	4	14	0	-	1982 à 83
Ontario	Niagara	37	413	146	0,021	1974 à 83
	Saint-Laurent	31	118	0	-	1975 à 83
	St-Marie	28	93	0	-	1973 à 75
	N.-O. Ontario	4	92	32	0,023	1981 à 84
	Baie James	6	78	25	0,037	1981 à 83
Ouest et Nord	Manitoba	17	465	0	-	1978 à 83
	Saskatchewan	12	89	0	-	1978 à 83
	Alberta	25	815	0	-	1978 à 83
	T.N.-O.	1	5	0	-	1980
Pacifique et Yukon	Alberta C.-B.	9	9	0	-	1978
Sédiments (µg/g)						
Atlantique		15	36	6	0,247	1983 à 84
Québec	Nord	4	12	0	-	1982 à 83
Ontario	Niagara	6	140	134	0,581	1974 à 83
	Saint-Laurent	44	162	19	0,179	1973 à 77
Poissons (µg/g)						
Atlantique		7	42	10	0,014	1983 à 84

d'autres milieux que ceux rapportés dans NAQUADAT. On ignore si cela est dû aux différentes méthodes analytiques employées par les laboratoires qui ont mené ces recherches. Toutefois, les seuils de détection signalés sont comparables, voire inférieurs à ceux mentionnés pour les échantillons de l'Ouest. Un aspect qui pose certains problèmes dans l'évaluation de la dispersion des BPC à l'échelle nationale est la rareté des données sur l'eau (et autres milieux) pour la région du Pacifique et du Yukon, ainsi que pour la partie territoriale de la région de l'Ouest et du Grand Nord.

Les données sur les sédiments sont limitées aux trois régions de l'Est. Comme pour l'eau, les données recueillies à Niagara-on-the-Lake sautent aux yeux dans le rapport sur la rivière Niagara. Dans ce cas, la moyenne et les limites de confiance à 95 p. 100 sont respectivement de 0,581 et 0,103 µg/g. Des teneurs légèrement inférieures ont été décelées dans la partie ontarienne du Saint-Laurent et dans la région de l'Atlantique. Quelques échantillons de la région du nord du Québec ont été examinés, mais aucun BPC n'y a été décelé.

On trouve dans NAQUADAT des données pour un certain nombre d'échantillons de poissons provenant de la région de l'Atlantique, sans indication d'espèce cependant. Le seul commentaire est que les teneurs étaient très inférieures à celles relevées chez les nombreuses espèces des Grands Lacs.

Les gestionnaires de NAQUADAT s'efforcent de recueillir et de rendre accessibles les données sur les BPC et d'autres substances, mais ils se trouvent dans l'impossibilité de présenter un bilan complet, les données étant en grande partie établies à l'extérieur de la Direction générale des eaux intérieures et pas nécessairement communiquées à NAQUADAT. Ils n'ont pas reçu le mandat d'extraire les données parues dans la documentation ou de recueillir les données d'autres sources gouvernementales. Le présent rapport tient compte de certaines de ces données. Nous ne prétendons pas n'avoir rien omis mais nous croyons que les données utilisées sont représentatives.

3.2 Région de l'Atlantique

La première tentative de dosage des BPC dans l'atmosphère, pour les provinces de l'Atlantique, revient au Réseau canadien d'échantillonnage des composés organiques (CANSOC). Ce réseau a compilé les résultats du dosage des BPC dans des échantillons de pluie recueillis entre 1977 et 1980 à Gander (Terre-Neuve) et Truro (Nouvelle-Écosse) (Brooksbank, 1983). Les dosages ont révélé la présence de BPC dans 70 p. 100 des échantillons de Gander alors qu'à Truro, moins de 15 p. 100 des échantillons renfermaient des BPC en teneurs égales ou supérieures au seuil de détection. Ultérieurement, Brun (1982, 1983 et 1984) et Brun et Bailey (1983) ont présenté des rapports d'étude sur les précipitations humides* au Parc national de Kejimkujik en Nouvelle-Écosse et à Ellerslie (Île-du-Prince-Édouard), ainsi que sur la neige au sol dans l'Île-du-Prince-Édouard et dans les régions limitrophes du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. En 1984, une

---

* Pluie, grésil, neige, grêle.

autre étude au Parc national de Kouchibouguac (Nouveau-Brunswick) a donné des valeurs quelque peu inférieures pour les pluies. Rien n'explique les écarts constatés; pas même le fait que les échantillons ne provenaient pas des mêmes endroits que ceux échantillonnés par Brun et qu'une source locale est responsable des valeurs élevées à Ellerslie. Le tableau 3 récapitule les résultats de ces études.

Les données sur les phoques sont parmi celles qui peuvent servir à dégager les tendances pour les BPC dans la région de l'Atlantique. Addison et coll. (1984) n'ont constaté qu'une faible réduction des teneurs en BPC entre les échantillons de graisse prélevés chez des phoques gris (femelles et bébés) de l'Île de Sable (N.-É.) en 1982 et ceux prélevés en 1976 (Addison et Brodie, 1977). En fait, les teneurs chez les bébés phoques ont même légèrement augmenté. Les données de cette étude sont résumées au tableau 4, avec des données relatives à d'autres espèces. On a également trouvé des BPC dans le lait des femelles et on peut en déduire que l'allaitement est un processus important d'excrétion des BPC (Addison et coll., 1984). La différence de l'âge moyen des phoques étudiés (6,8 ans en 1976 et 14,5 ans en 1982) permet difficilement de faire des comparaisons directes. Les auteurs ajoutent cependant que les teneurs en BPC de leur régime alimentaire avaient peu changé entre les deux études.

Les données sur le marsouin commun permettent elles aussi de se faire une idée des tendances des BPC. Des marsouins capturés dans la Baie de Fundy et d'autres emplacements de la côte atlantique ont été étudiés entre 1971 et 1977 (Gaskin et coll., 1983). On n'a observé aucun changement statistiquement significatif dans les teneurs en BPC des échantillons de graisse ou de divers tissus prélevés au cours de cette période, ce qui signifie également que les teneurs en BPC de leur régime alimentaire n'ont pratiquement pas changé. L'absence de différences régionales dans les teneurs en BPC de la graisse chez les animaux capturés entre Rhodes Island aux États-Unis et Terre-Neuve fait supposer qu'ils ont le même réseau trophique.

Deux autres espèces de cette région qui ont été examinées appartiennent à la famille des macareux - le grand puffin et le puffin fuligineux. La concentration de BPC dans les tissus adipeux des spécimens recueillis en 1974 (Gaskin et coll., 1978) dans la région de la Baie de Fundy était élevée tout en variant considérablement d'un spécimen à l'autre. La teneur en BPC d'autres tissus a aussi été mesurée et l'on a obtenu des résultats comparables, excepté que les teneurs mesurées dans les tissus organiques étaient moins élevées que les teneurs des tissus adipeux.

Ces oiseaux se nourrissent principalement de poissons, et malheureusement, peu de nouvelles données ont été recueillies sur la contamination de ces derniers par les

TABLEAU 3 DONNEES SUR LES BPC ATMOSPHERIQUES - REGION DE L'ATLANTIQUE

Lieu	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons avec teneur supérieure au seuil de dosage	Teneur moyenne des échantillons positifs (µg/l)	Année(s) de prélèvement	Source
Gander	P	13	9	0,019	1977 à 80	Brooksbank, 1983
Truro	P	27	4	0,021	1977 à 80	Brooksbank, 1983
Parc Kejimkujik	P.H.	15	4	0,046	1980 et 81	Brun, 1982
Ellerslie	P.H.	15	10	0,195	1980 et 81	Brun, 1982
Î.-P.-É. (11 sites)	N	11	11	0,0046	1981 et 82	Brun & Bailey, 1983
N.-B. (3 sites)	N	3	3	0,0040	1981 et 82	Brun & Bailey, 1983
N.-É. (3 sites)	N	3	3	0,0019	1981 et 82	Brun & Bailey, 1983
Kejimkujik	P.H.	12	7	0,070	1982	Brun, 1983
Ellerslie	P.H.	12	10	0,210	1982	Brun, 1983
Kejimkujik	P.H.	12	4	0,027	1983	Brun, 1984
Ellerslie	P.H.	12	9	0,170*	1983	Brun, 1984
Kouchibouguac	P	8	6	0,0011	1984	Strachan, inédit

* À l'exception d'une valeur élevée de 1,7 µg/l en janvier.
P = Pluie.
P.H. = Précipitations humides.
N = Neige (au sol).

TABLEAU 4 PRÉSENCE DE BPC CHEZ DES MAMMIFÈRES ET DES OISEAUX - RÉGION DE L'ATLANTIQUE

Espèce	Lieu	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Teneur (µg/g)	Année(s) de prélèvement	Source
Phoque gris	Île de Sable	Mères*	8	11,7	1976	Addison et coll., 1984
		Bébés*	8	1,9	1976	Addison et coll., 1984
		Mères*	6	15,7	1982	Addison et coll., 1984
		Bébés*	6	5,0	1982	Addison et coll., 1984
Marsouins communs	Fundy	Graisse (mâle)	62	78,7	1971 à 77	Gaskin et coll., 1983
		Graisse (femelle)	40	45,0	1971 à 77	Gaskin et coll., 1983
	Rhode Island/ Terre-Neuve	Ensemble de la graisse	5	55,0	1971 à 73	Gaskin et coll., 1983
Grand puffin	Fundy	Graisse (mâle)	8	35,0	1974	Gaskin et coll., 1978
		Graisse (femelle)	10	72,9	1974	Gaskin et coll., 1978
Puffin fuligineux	Fundy	Graisse (mâle)	4	17,2	1974	Gaskin et coll., 1978
		Graisse (femelle)	2	19,7	1974	Gaskin et coll., 1978

* Animal entier.

BPC. L'étude de Travers et Wilson (1977) s'applique aux années antérieures à 1977. L'essentiel de cette étude est repris dans le rapport remis en 1976 par le Groupe de travail sur les BPC.

3.3 Région du Québec

Les données de la région du Québec proviennent de secteurs fortement urbanisés situés le long du Saint-Laurent ainsi que de secteurs des environs du golfe Saint-Laurent. Il faudrait qu'à l'avenir on recueille des données dans les terres intérieures septentrionales, car elles couvrent une grande partie de la superficie de cette région et elles doivent aussi être protégées.

Les mesures directes des BPC dans les précipitations atmosphériques ne sont fournies que par le réseau CANSOC. Les données provenant de trois postes de mesure (Saint-Hubert, Maniwaki et Chibougamau) indiquent la présence de BPC dans 50 p. 100 des échantillons seulement et à des teneurs comparables à celles observées ailleurs. Mentionnons que Ware et Addison (1973) ont relevé une forte corrélation entre les précipitations enregistrées 10 à 20 jours avant l'échantillonnage et les teneurs en BPC du plancton prélevé dans la partie méridionale du golfe Saint-Laurent. Il semblerait donc que les BPC présents dans le plancton seraient d'origine atmosphérique.

Les données consultées pour la région du Québec étaient très diversifiées et englobent différents types d'échantillons et des périodes d'échantillonnage différentes. Il est difficile dans ces conditions de faire une comparaison sectorielle. Le tableau 5 présente des données sélectionnées.

Nous pouvons cependant comparer la situation en amont et en aval de Montréal sur le fleuve Saint-Laurent. La concentration de BPC dans les tissus comestibles de divers poissons était environ le triple chez les poissons capturés en amont de Montréal par rapport à celle mesurée en aval. Ce rapport est valable aussi bien pour 1977 que pour 1984 (Sloterdijk, communication personnelle). Cela serait dû à la pollution du Saint-Laurent par les BPC en amont du lac St-François, attribuée à l'aluminerie ALCOA et à une fonderie de la General Motors, toutes deux installées sur la rivière Grasse près de Massena dans l'État de New York (CMI, 1984). Outre la contamination relevée dans la région du lac St-François, des teneurs élevées en BPC ont été mesurées chez des poissons capturés en 1984 dans le lac St-Louis (rive sud, en aval de Beauharnois). Ces échantillons ont grandement contribué à la moyenne établie pour les échantillons du secteur amont, indiquée au tableau 5 pour 1984. L'écart entre les valeurs en amont et en aval peut également dépendre de la charge de matières en suspension. En amont, les matières en

TABLEAU 5 DONNÉES SUR LES BPC - REGION DU QUÉBEC

Espèce	Emplacement	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons contenant des BPC	Teneur en BPC (µg/g)	Année de prélèvement	Source
Fleuve Saint-Laurent						
Doré et brochet	Amont de Montréal	Chair	?	2,7	1976	
	Aval de Montréal	Chair	?	1,0	1976	
Doré	Affluent aval	Entier	28	0,86	1978	Goulet et coll., Laliberté, 1982
Meunier noir et barbote brune	Amont de Montréal	Chair	?	2,5	1976	
	Aval de Montréal	Chair	?	1,1	1976	
Meunier noir	Affluent aval	Entier	39	0,55	1978	Goulet et Laliberté, 1982
Perchaude et crapet-soleil	Amont de Montréal	Chair	?	0,9	1976	
	Aval de Montréal	Chair	?	0,6	1976	
Perchaude	Amont de Montréal	Chair	?	0,35	1984	
	Aval de Montréal	Chair	?	0,14	1984	
Queue à tache noire	Amont de Montréal	Chair	?	0,79	1984	
	Aval de Montréal	Chair	?	0,16	1984	
Autres poissons	Affluent aval	Entier	7	0,71	1978	Couillard, 1982b
Myes	Affluent aval	Entier	37	0,016	1978	Couillard, 1982b
Grand héron	Intérieur des terres, fleuve et estuaire	Oeufs	47	7,9	1979	Laporte, 1982
Rivière Churchill et chutes Churchill						
Lotte	En amont de la centrale électrique	Foie	22	0,48	1977	Musial et coll., 1979
	En aval de la centrale électrique	Foie	9	17,6	1977	Musial et coll., 1979
Touladi	En amont de la centrale électrique	Graisse	8	0,50	1977	Musial et coll., 1979
Golfe et estuaire du Saint-Laurent						
Sédiment	Baie des Chaleurs	Entier	45	0,0049	1979	Beak, 1980
Bivalves	Baie des Chaleurs	Entier	17	0,075	1979	Beak, 1980
Homard	Baie des Chaleurs	Entier	23	0,0122	1979	Beak, 1980
Poisson	Baie des Chaleurs	Entier	33	0,0196	1979	Beak, 1980
Plancton	Au nord de l'Île-du-Prince-Édouard	> 73 µm, Humide	9	1,39	1972	Ware & Addison, 1973
Phoques du Groenland	Golfe	Graisse	11	7,7	1971	Addison et coll., 1984
	Golfe	Graisse	22	4,0	1982	Addison et coll., 1984

suspension sont de l'ordre de 4 à 10 mg/l tandis qu'en aval du lac St-Pierre jusqu'à Québec, les teneurs variaient de 30 à 50 mg/l (Couillard, 1982a). La dilution des BPC adsorbés sur les matières particulaires se refléterait probablement par de faibles concentrations de BPC chez les organismes consommateurs.

Il est difficile de décrire les tendances temporelles pour cette région puisque, comme nous l'avons mentionné, les échantillons ne sont pas faciles à comparer. Les recherches en cours et les données de Goulet et de Laliberté fournissent tout de même certaines indications. Les concentrations chez le doré seul ou avec le brochet se comparaient à celles de 1976 et 1978; les données sur le meunier noir ainsi que celles sur la barbote brune indiquent une diminution de 50 p. 100 au cours de cette période. Les données pour la perchaude et le crapet-soleil couvrent une plus longue période et indiquent une diminution de 77 p. 100 entre 1976 et 1984. Aucune de ces comparaisons n'est statistiquement significative mais, au moins, les données n'indiquent pas d'augmentation.

Une étude de grande envergure du Saint-Laurent a été entreprise par les organismes fédéraux et provinciaux. La plupart des données pertinentes aux BPC sont examinées par Couillard (1982b), et certaines figurent également au tableau 5. Les données sur le hareng de l'Atlantique indiquent un apport de BPC par le Saguenay mesurable jusqu'à l'estuaire du Saint-Laurent. Elles montrent également que le transport se fait surtout, mais pas exclusivement, par la rive nord (Couillard, 1982b). Un apport de Khalil et Arnac (1975) donnait également des résultats qualitatifs semblables. En général cependant, les concentrations de BPC chez les espèces du golfe et des zones estuariennes sont plus faibles que celles relevées en amont de Québec.

Chez des grands hérons capturés en 1979 le long du fleuve Saint-Laurent et dans la région du golfe, on a relevé des différences marginales entre les moyennes pondérées établies pour le fleuve, l'estuaire et le golfe (Baie des Chaleurs), et ce, bien que les moyennes pondérées pour les zones intérieures aient été inférieures (Laporte, 1982). Chapdelaine et Laporte (1982) ont étudié la teneur en BPC d'un petit nombre d'oeufs de godes. Les données font ressortir des différences considérables entre les oeufs recueillis dans le golfe et ceux provenant de l'estuaire du Saint-Laurent. Les auteurs n'y voient cependant pas la cause de la diminution de cette population dans l'estuaire. Pour leur part, Pearce et coll. (1979) ont étudié une variété d'oeufs d'oiseaux recueillis dans la région du Québec et les provinces de l'Atlantique. Ils n'ont trouvé que très peu de différences significatives entre les teneurs géographiques et temporelles pour la période étudiée (1972 à 1978).

Les phoques du Groenland de la région du golfe ont également fait l'objet d'une étude. On ne constate aucun changement significatif entre les résultats obtenus en 1971 et ceux de 1982. La teneur moyenne respective de 7,4 µg/g et 4,0 µg/g (poids humide, graisse) serait signe d'une amélioration (Addison et coll., 1984).

Il existe des données pour les terres intérieures de la région du Québec et du Labrador ainsi que la Baie des Chaleurs. Ces données, bien qu'éparses, montrent que la pollution par les BPC n'est pas circonscrite à certains secteurs. La centrale hydro-électrique des chutes Churchill serait une source de pollution de la rivière Churchill si l'on en juge les données obtenues pour la lotte (Musial et coll., 1979). Les données sur le touladi, un autre prédateur au niveau trophique supérieur, sont insuffisantes pour tirer une conclusion franche. Les concentrations mesurées chez les spécimens capturés en amont de cette source sont cependant nettement inférieures à celles mesurées chez la même espèce mais vivant dans les Grands Lacs.

Dans la Baie des Chaleurs, une étude de 1980 parrainée par le Fonds pour les contrats de recherche sur les contaminants de l'environnement (Environnement Canada) (Beak, 1980) signale des concentrations importantes de BPC dans les sédiments, les bivalves, les homards et des poissons prélevés en 1979. Ceci contredit les autres rapports précédemment mentionnés et celui du Groupe de travail qui signalaient l'absence de BPC dans le golfe (dont fait partie la baie). Il faut souligner encore une fois que ces teneurs, bien qu'indésirables, ne sont pas aussi élevées que celles enregistrées chez d'autres espèces des Grands Lacs.

Goulet et Laliberté (1982) ont tenté de cerner les sources possibles de pollution par les BPC au Québec et ont pour cela étudié les effluents d'industries-cibles, entre 1977 et 1979. Ils ont observé que d'importantes quantités de BPC étaient rejetées dans l'environnement par une usine de recyclage de papier à Candiac (130 g/j), une aluminerie à Arvida (28 g/j) et une compagnie de peinture de Montréal (< 5 g/j). Les rejets pour ces trois sources réunies étaient inférieurs à 163 g/j, ce qui représente une perte annuelle de 60 kg. Ces pertes ne peuvent cependant être transposées à l'ensemble des industries concernées car les résultats n'étaient pas consistants d'une usine à l'autre d'un même secteur industriel. Aucun rejet de BPC n'a été relevé dans les effluents de l'industrie chimique et des tanneries. Quoi qu'il en soit, si pertes il y avait, elles seraient minimes comparativement au dépôt atmosphérique et à l'apport par le fleuve Saint-Laurent de BPC provenant des Grands Lacs.

3.4 Région de l'Ontario

C'est la région du Canada pour laquelle nous disposons le plus de données sur les BPC. Elle comprend les Grands Lacs, qui forment la plus vaste étendue d'eau douce au monde; leur superficie et le temps de rétention prolongé (jusqu'à 175 ans) les rendent vulnérables à la pollution par les matières organiques persistantes. Des BPC ont été signalés depuis déjà deux décennies dans ce réseau hydrographique mais, là aussi, il n'est pas toujours possible d'extrapoler ou d'interpoler les données, faute de données comparables tant en ce qui concerne les types d'échantillons que l'uniformité des méthodes d'échantillonnage utilisées au cours des années. Il existe cependant plusieurs ensembles de données permettant d'évaluer les tendances, notamment celles du programme de surveillance des oeufs de goélands argentés, qui est le plus ancien programme de surveillance des BPC. Le tableau 6 présente le résumé des données de ce programme et d'autres programmes. Par souci de concision, n'y figurent que les données des premières et des dernières années des programmes répertoriés.

Les données sur le touladi et l'éperlan arc-en-ciel ont été fournies par Pêches et Océans Canada (CMI, 1983; D.M. Whittle, communication personnelle); les données sur la queue à tache noire proviennent du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) (CMI, 1983; W. Scheider et K. Suns, communication personnelle), et celles sur les oeufs du goéland argenté, du Service canadien de la faune d'Environnement Canada (CMI, 1983; D.V. Weseloh, communication personnelle). Une grande partie de ces données sont communiquées chaque année dans des rapports à la Commission mixte internationale (CMI, 1983), responsable de l'administration de l'*Accord sur la qualité de l'eau des Grands Lacs*. L'élaboration des données sur les tendances générales de la pollution par les BPC dans la région de l'Ontario est due en grande partie aux exigences de l'*Accord*.

Les données sur les oeufs des goélands argentés indiquent que les teneurs en BPC résiduels sont à la baisse dans les Grands Lacs. On constate des fluctuations dans les tendances des teneurs pour les différents lacs, et les données font ressortir une légère augmentation des teneurs en BPC pour l'ensemble des lacs, en 1981 et 1982, tendance qui semble toutefois s'être inversée en 1983.

Pour le lac Ontario, les données sur le touladi suivent les mêmes tendances que celles observées pour les oeufs de goélands argentés, et confirment que la pollution par les BPC est plus accentuée dans ce lac que dans les autres lacs du réseau. La tendance à la hausse observée à partir de 1982 semble s'être renversée en 1984. Les données sur l'éperlan arc-en-ciel sont trop ambiguës et ne peuvent servir à définir la tendance; quant à celles sur la queue à tache noire, elles ne feraient "qu'indiquer" une tendance à la baisse.

TABLEAU 6 DONNÉES SUR LES TENDANCES DES BPC DANS LES GRANDS LACS - POISSONS SÉLECTIONNÉS ET OEUFS DE GOÉLAND ARGENTÉ

	Touladi (ou doré)*		Éperlan arc-en-ciel		Queue à tache noire		Oeufs de goéland argenté**	
Année	Teneur (µg/g)	Nombre	Teneur (µg/g)	Nombre	Teneur (µg/g)	Nombre	Teneur (µg/g)	Nombre
Lac Supérieur								
1974	-	-		-	-	-	62	19
1977	1,7	4	-	-	-	-	55	20
1979	0,68	?	-	-	0,03	44	59	20
1980	0,85	50	-	-	-	-	26	20
1981	0,43	58	0,11	12	-	-	34	20
1982	0,50	31	0,16	12	-	-	35	20
1983	0,71	101	0,23	22	0,07	62	21***	11
1984	-	-	-	-	0,03	28	17	20
Lac Huron								
1974	-	-	-	-	-	-	71	20
1977	2,0	4	-	-	-	-	70	20
1980	2,4	50	0,11	36	0,05	42	20	20
1981	2,3	50	0,13	36	-	-	25	20
1982	2,4	79	0,29	24	-	-	34	20
1983	1,2	50	0,18	24	-	-	19	22
1984	-	-	-	-	-	-	20	20
Lac Érié (Doré)								
1974	-	-	-	-	-	-	72	20
1975	-	-	-	-	0,84	5	62	20
1977	1,6	9	0,18	78	0,30	24	69	20
1980	1,4	40	0,26	42	0,21	21	46	19
1981	1,2	44	0,23	36	0,24	17	56	20
1982	1,6	30	0,30	34	0,12	33	59	11
1983	1,5	50	0,32	29	0,14	25	37	21
1984	-	-	-	-	0,23	27	46	20
Lac Ontario								
1974	-	-	-	-	-	-	152	19
1975	-	-	-	-	0,69	5	143	20
1977	8,0	3	1,5	38	1,49	15	102	20
1980	4,8	82	1,1	33	0,28	34	56	19
1981	3,7	83	0,90	47	0,49	19	79	20
1982	5,9	36	1,7	44	0,24	32	62	19
1983	6,4	46	1,5	36	0,33	49	43	22
1984	5,9	47	1,7	24	0,18	40	51	20

* Les touladis du lac Ontario font partie de la classe des 4 ans et plus; les données de 1977 du bassin supérieur des Grands Lacs ne proviennent pas du même organisme, bien qu'elles soient comparables.

** Les oeufs sont recueillis dans deux colonies, dans chaque lac, chaque année.

*** Les oeufs ont été recueillis à un seul endroit du lac cette année.

Il n'y a aucune explication pour l'inversion de la tendance entre 1981 et 1982, mais deux hypothèses se tiennent: apport de BPC par une nouvelle source ou égalisation ou rééquilibration du réseau lacustre après le succès initial du programme de lutte contre les BPC vers la fin des années 1970. Les données de 1984 sur le touladi permettent d'espérer que la tendance à la hausse a cessé chez cette espèce; seules les données des prochaines années pourront le confirmer.

Les données sur le touladi des autres lacs sont ambiguës; seules quelques tendances ressortent. Les concentrations de BPC résiduels chez le doré du lac Érié ne sont pas en tous points comparables avec celles du touladi des autres lacs. Le touladi est le prédateur des maillons supérieurs de la chaîne alimentaire dans tous les lacs du réseau excepté dans le lac Érié où ce rôle revient au doré. En général, le bassin supérieur des Grands Lacs est moins pollué, possiblement en raison d'une plus faible densité démographique et de sources industrielles moins nombreuses, et d'une plus grande dilution des dépôts atmosphériques due au rapport volume/superficie plus élevé des masses d'eau en présence.

Les tendances décelées dans les données sur l'éperlan arc-en-ciel ne sont pas encore très claires bien que les différences relatives entre les lacs soient semblables à celles observées pour le touladi. Le programme axé sur la queue à tache noire est prometteur, étant donné que cette espèce est sédentaire et que l'échantillonnage porte uniquement sur des spécimens de l'année (chaque échantillon est composé de 10 spécimens). Par conséquent, les données reflètent la situation locale actuelle, mais elles rendent les comparaisons risquées à l'échelle du lac, à moins que les données n'englobent plusieurs endroits dans chaque bassin ou toujours les mêmes endroits. Cela n'a pas toujours été le cas. Les teneurs en BPC résiduels chez cette espèce habitant le bassin inférieur des Grands Lacs semblent indiquer une tendance à la baisse; on ne dispose d'aucune donnée sur le bassin supérieur des Grands Lacs qui permette une évaluation comparable des tendances chez les poissons.

Le MEO réalise chaque année un programme très complet de surveillance des poissons recherchés en pêche sportive. Les données servent à produire un guide annuel intitulé *Guide to Eating Ontario Sport Fish*. Certaines des valeurs qui dépassaient la teneur arbitraire de 1,0 µg/g sont résumées au tableau 7. On relève que c'est chez les poissons capturés dans la partie inférieure des Grands Lacs surtout qu'on a retrouvé des teneurs élevées en BPC, et que la teneur arbitraire n'a été dépassée que dans deux des lacs intérieurs, bien que les campagnes d'échantillonnage aient été aussi intensives. À noter cependant que l'on a retrouvé des BPC en teneurs mesurables chez une espèce ou plus, dans plusieurs des lacs intérieurs. On ignore actuellement dans quelle mesure cela

TABLEAU 7 AUTRES DONNÉES SUR LES BPC - GRANDS LACS

Emplacement	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Teneur en BPC (µg/g)	Année(s) de prélèvement	Source
Lac Ontario (au large)	Eau non filtrée	14	0,00078*	1983	McCrea et coll., 1985
	Sédiments	216	0,058	1968	Thomas & Frank, 1983
Lac Ontario, affluents canadiens (à l'exception de la rivière Niagara)	Sédiments en suspension	34	0,16	1974	Frank et coll., 1981
	Sédiments en suspension	4	0,035	1975	Frank et coll., 1981
	Sédiments en suspension	13	0,013	1977	Frank et coll., 1981
Rivière Niagara (secteur inférieur)	Eau filtrée	1	0,011*	1981	Wagner et coll., 1984
	Eau filtrée	75	0,020	1980 et 81	Wagner et coll., 1984
	Eau filtrée	7	0,00075	1981	Wagner et coll., 1984
	Sédiments en suspension	8	0,58	1979	Wagner et coll., 1984
	Sédiments en suspension	41	0,96	1980	Wagner et coll., 1984
	Sédiments en suspension	6	0,49	1981	Wagner et coll., 1984
Lac Érié (au large)	Sédiments	259	0,095	1971	Thomas & Frank, 1983
Lac Érié, affluents canadiens (à l'exception de la rivière Détroit)	Sédiments en suspension	11	0,030	1975	Frank et coll., 1981
	Sédiments en suspension	8	0,018	1977	Frank et coll., 1981
Lac St-Clair	Sédiments	55	0,019	1970	Thomas & Frank, 1983
	Sédiments	55	0,010	1974	Thomas & Frank, 1983
Lac Huron (au large)	Sédiments	174	0,013	1969	Thomas & Frank, 1983
Lac Huron/baie Georgienne/ chenal Nord (à l'exception de la rivière Ste-Marie)	Sédiments	170	0,011	1973	Thomas & Frank, 1983
	Sédiments en suspension	9	0,085	1974	Frank et coll., 1981
	Sédiments en suspension	8	0,022	1975	Frank et coll., 1981
	Sédiments en suspension	15	0,025	1977	Frank et coll., 1981
Lac Supérieur (au large)	Sédiments	405	0,0033	1973	Thomas & Frank, 1983
Lac Supérieur, affluents canadiens	Sédiments en suspension	3	0,023	1975	Frank et coll., 1981
Ministère de l'Environnement de l'Ontario (données inédites)					
Lac Ontario/ rivière Crédit	Saumon quinnat	20	4,0	1983	
	Truite arc-en-ciel	20	2,6	1983	
	Saumon coho	20	2,6	1983	
Lac Ontario/ rivière Ganaraska	Truite arc-en-ciel	20	1,6	1983	
	Truite brune	19	3,1	1983	
Lac Érié/bassin central	Barbue de rivière	20	1,8	1983	
Lac Érié/bassin occidental	Barbue de rivière	20	2,8	1983	
Lac St-Clair	Barbue de rivière	30	1,5	1983	
Rivière St-Clair/ Sarnia	Alose à gésier	6	1,6	1983	
	Carpe	2	1,4	1983	
Lac Huron/sud	Carpe	20	2,8	1983	
Lac Huron/ Bruce Penn.	Carpe	20	2,0	1983	
	Barbue de rivière	20	1,4	1983	
Lac Simcoe	Corégone	15	1,0	1983	
Lac Rice	Carpe	20	1,9	1983	

* µg/l.

est significatif. Au cours de la présentation du MEO à un atelier de Santé et Bien-être social Canada tenu en novembre 1985, on a signalé une tendance à la baisse des concentrations de BPC chez la truite arc-en-ciel de la rivière Ganaraska (lac Ontario); le saumon coho, de la rivière Crédit (lac Ontario); et la truite moulac, de cap Rice (lac Huron), en plus de la tendance à la baisse chez les espèces mentionnées précédemment.

Les échantillons de sédiments reproduisent fidèlement les conditions qui ont prévalu dans les Grands Lacs. Thomas et Frank (1983) ont récemment résumé les données sur les BPC présents dans les sédiments superficiels; le tableau 7 présente les moyennes des lacs. Il ressort que les sédiments des lacs inférieurs renferment davantage de BPC que ceux des lacs de la partie supérieure (et c'est également le cas pour les poissons en général). Il est probable que l'analyse des données relatives aux dépôts atmosphériques donne des résultats comparables, mais la forte densité démographique autour des lacs inférieurs contribue probablement à l'apport élevé de BPC dans ces lacs par différentes voies.

Il existe également plus de données sur les BPC atmosphériques pour la région de l'Ontario que pour les autres régions du Canada. Le tableau 8 présente les données canadiennes obtenues. La plupart des données sur les BPC aéroportés sont extraites d'un travail du MEO (Singer et coll., 1983). Cet organisme a modifié ses méthodes analytiques en 1980, si bien que les teneurs de l'air en BPC sont de 1 à 2 ordres de grandeur inférieurs aux valeurs précédemment enregistrées. Reste à savoir s'il y a eu baisse réelle des teneurs ou si les baisses sont uniquement attribuables aux modifications apportées aux méthodes d'analyse. Il semblerait, d'après les données du tableau 8, qu'il y ait très peu de différence entre les teneurs en BPC atmosphériques résiduels dans la partie septentrionale de la province et la partie méridionale. Pour la région des Grands Lacs, Eisenreich et coll. (1980, 1981) situent les teneurs de l'air à environ 1 ng/m^3, ce qui entraînerait des dépôts secs de 1,8 à 7,8 tonnes par lac et par année; Rice et coll. (1982) ont établi une valeur de 3,1 ng/m^3 pour le lac Michigan voisin.

Certaines analyses de qualité montrent que les teneurs en BPC résiduels dans les précipitations humides ont baissé pour le lac Supérieur et, on peut le supposer, dans le reste du réseau des Grands Lacs et peut-être même le reste du Canada. Les calculs faits par Eisenreich et coll. (1980, 1981), basés sur la valeur de 0,030 µg/l, ont indiqué que l'apport de BPC par les précipitations seulement pouvait représenter entre 0,5 à 2 tonnes de BPC par lac, par année. Les teneurs actuelles de l'eau de pluie en BPC (moyenne de 0,003 µg/l) devraient réduire ces estimations par un facteur de 10. Cette dernière a été calculée à partir d'échantillons recueillis au large au cours de plus de 90 p. 100 des chutes de pluie enregistrées en 1983 alors que la valeur de 0,030 µg/l s'appliquait à un nombre

TABLEAU 8 DONNÉES SUR LES BPC ATMOSPHÉRIQUES - RÉGION DE L'ONTARIO

Région échantillonnée	Nombre d'endroits	Nombre d'échantillons	Teneur en BPC	Année(s) de prélèvement	Source
Air (ng/m^3)					
Lac Ontario	3	34	2,6	1975	Singer et coll., 1983
	14	352	6,2	1979	Singer et coll., 1983
	12	167	0,15*	1980	Singer et coll., 1983
Windsor	1	27	5,6	1979	Singer et coll., 1983
	1	13	0,06*	1980	Singer et coll., 1983
Autre, sud de l'Ontario	6	146	6,7	1979	Singer et coll., 1983
	8	111	0,23*	1980	Singer et coll., 1983
Lac Supérieur	2	53	4,8	1979	Singer et coll., 1983
	2	26	0,05*	1980	Singer et coll., 1983
Autre, nord de l'Ontario	2	50	5,6	1979	Singer et coll., 1983
	2	27	0,02*	1980	Singer et coll., 1983
Pluie (µg/l)					
Lac Ontario	2	16	0,032	1976	Strachan & Huneault, 1979
	2	10	0,022	1977	Strachan et coll., 1980
Windsor	6	?	0,094 (est.)	1975 à 1977	Sanderson & Lavalle, 1979
	4	31	0,022	1984	GLI, 1985
Lac Supérieur	2	14	0,026	1976	Strachan & Huneault, 1979
	1	4	0,014	1977	Strachan et coll., 1980
	2	24	0,0063	1983	Strachan, 1985
	2	30	0,0029	1984	
Autre, Ontario	3	20	0,010	1976	Strachan & Huneault, 1979
	4	17	0,022	1977	Strachan et coll., 1980
Neige (µg/l)					
Sud de l'Ontario	4	4	0,020	1977	Strachan & Huneault, 1979
	13	50	0,0012**	1978	Beak, 1979
Nord de l'Ontario	13	13	0,032	1977	Strachan & Huneault, 1979
	15	54	0,0005**	1978	Beak, 1979

* L'amélioration considérable dans les échantillons de 1980 est due à une modification des protocoles analytiques.
** La qualité des données est incertaine.

comparativement moindre de chutes de pluie (environ 25 p. 100 des précipitations enregistrées en 1976 et 1977).

Les quantités de BPC introduites dans le lac Ontario par la rivière Niagara peuvent être calculées à l'aide du débit annuel (2×10^{11} m^3 pour l'eau, $1,8 \times 10^9$ kg pour les sédiments en suspension (Kuntz et Warry, 1983)) et des teneurs en BPC données au tableau 7. Que l'on procède de cette façon ou que l'on ait recours à d'autres méthodes de calcul, on obtient un apport total estimé à plus de deux tonnes, dont une bonne partie provient des apports successifs d'un bout à l'autre de la rivière. Whittle et Fitzsimons (1983) ont étudié les concentrations de BPC résiduels chez plusieurs espèces vivant dans le bassin oriental du lac Érié (où prend naissance la rivière Niagara) et dans la partie occidentale du lac Ontario (à son embouchure). Toutes sont la proie de prédateurs comme la truite et le saumon et on constate infailliblement une augmentation croissante des teneurs en BPC résiduels entre ces deux points.

Kauss (1983), qui a étudié les sédiments, a trouvé très peu de différences entre les cours supérieur et inférieur de la rivière Niagara, bien qu'il ait relevé des concentrations beaucoup plus élevées dans les matières solides en suspension dans le cours supérieur de cette rivière, et principalement du côté américain. D'autres comparaisons ont été résumées dans le rapport du Comité des substances toxiques de la rivière Niagara (Wagner et coll., 1984). Ces comparaisons portent sur l'eau (0,00026 µg/l dans le lac Érié par rapport à 0,00075 µg/l pour le lac Ontario); les sédiments (0,086 µg/g vs 0,61 µg/g); le plancton (0,16 µg/g vs 0,28 µg/g); la queue à tache noire (0,060 µg/g vs 0,26 µg/g); l'éperlan arc-en-ciel (0,21 µg/g vs 0,86 µg/g); et l'achigan à grande bouche (0,85 µg/g vs 3,1 µg/g). Des données semblables à celles de la rivière Niagara ne sont pas faciles à trouver pour les rivières Détroit et Ste-Marie; le Comité sur les canaux de jonction du bassin supérieur des Grands Lacs, Groupe d'étude mixte Canada-États-Unis, s'apprête à les compiler. Avec un débit annuel de $1,6 \times 10^{11}$ m^3 d'eau transportant une charge de matières en suspension de $3,2 \times 10^9$ kg, contaminées par 0,01 à 0,1 µg/g de BPC, l'apport annuel de BPC dans le lac Érié par la rivière Détroit s'élèverait entre 30 et 300 kg (Platford et coll., 1985).

Un autre mode d'entrée des BPC dans les lacs est incontestablement l'apport des différents affluents. Une grande partie du travail qui a permis les évaluations de ce mode d'entrée provient du Groupe de référence de la CMI sur la pollution produite par les diverses utilisations des terres. Les données les plus récentes sont résumées dans Frank et coll. (1981) et condensées dans le tableau 7. Comme pour la plupart des rivières au Canada, il existe de grandes différences dans les débits saisonniers, ce qui rend

l'évaluation de la charge annuelle difficile étant donné que l'échantillonnage et l'analyse sont rarement assez fréquents. Frank et coll. (1981) ont estimé que l'apport annuel total de BPC par les affluents canadiens s'élevait à 4,7 kg pour le lac Ontario (à l'exception de la rivière Niagara), à 5,9 kg pour le lac Érié (à l'exception de la rivière Détroit), à 5,6 kg pour le lac Huron/baie Georgienne/chenal Nord (à l'exception de la rivière Ste-Marie), à 7,8 kg pour le lac Supérieur. L'apport des États-Unis peut être carrément doublé, compte tenu du bassin de population desservie et malgré tout, ces apports sont faibles comparativement à l'apport atmosphérique et à l'apport par les chenaux de jonction.

Les eaux de ruissellement urbaines drainées directement dans les Grands Lacs ou par l'intermédiaire d'affluents ont également été mentionnées comme source possible de pollution des eaux des Grands Lacs, par les BPC. Marselek et Schroeter (1984) ont étudié les eaux de ruissellement de 119 localités ontariennes situées dans le bassin des Grands Lacs, et ont conclu que l'apport annuel par cette source et pour les différents lacs variait entre 2,0 à 66,5 kg par année, pour un total de 121 kg/an pour l'ensemble des lacs. Il s'agit aussi d'un faible apport si on l'oppose à celui des autres sources mentionnées et une partie des BPC transportés par les eaux de ruissellement urbaines est peut-être due aux dépôts atmosphériques.

Il est bon de signaler que la région des Grands Lacs n'est pas la seule région de l'Ontario où l'on ait conduit des études. McCrea et coll. (1984) ont étudié en 1981 les conditions à l'embouchure des principales rivières qui se jettent dans la Baie d'Hudson et la Baie James. Les données du tableau 9 indiquent une contamination du biote plus faible que celle généralement observée dans le bassin des Grands Lacs. Ils se disent fort surpris de la présence de BPC dans cette région et il y a tout lieu de croire que cette pollution est causée par une source étendue et non locale, et qu'il s'agit de dépôts atmosphériques.

Les données provenant de cette région montrent un écart entre les teneurs mesurées dans l'eau lors de l'étude conduite par McCrea en 1981 et les données de NAQUADAT relatives à la Baie James et consignées dans le tableau 2. C'est le même laboratoire qui a analysé les deux ensembles d'échantillons. Dans le premier cas, les échantillons ont été prélevés avec un échantillonneur centrifuge expérimental à grand débit (200 l). Le filtrat a servi à l'analyse des matières en suspension dont les résultats figurent également au tableau 9. Les données de NAQUADAT concernent des échantillons de 1 à 2 litres traités selon les méthodes normalisées et nous ne savons pas s'ils ont été filtrés ou non. La méthode utilisée en 1981 explique peut-être les valeurs anormalement faibles obtenues. Une autre raison pourrait être le fort débit qui prévalait au moment de l'échantillonnage.

La rivière des Outaouais près d'Ottawa a également été étudiée, en 1977 et en 1980 (Merriman et McCrea, 1985). En 1980, ce n'est pratiquement que dans les échantil-

TABLEAU 9 DONNÉES SUR LES BPC - RÉGION DE L'ONTARIO À L'EXTÉRIEUR DES GRANDS LACS

Emplacement	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons avec teneur supérieure au seuil de détection	Teneur moyenne* des échantillons positifs	Année(s) de prélèvement
Nord-est de l'Ontario (McCrea et coll., 1984)					
Rivière	Eau	1	1	0,00025	1981
Moose	Eau	21	14	0,025	1981 à 83
	Sédiments en suspension	1	1	0,00129	1981
	Sédiments	1	1	0,01	1981
	Meunier noir	5	5	0,074	1981
	Grand brochet	5	5	0,036	1981
Rivière	Eau	1	1	0,00021	1981
Albany	Eau	9	5	0,009	1981 à 83
	Sédiments en suspension	1	1	0,00090	1981
	Sédiments	1	0	-	1981
	Meunier noir	5	5	0,074	1981
	Grand brochet	5	5	0,056	1981
Rivière	Eau	1	1	0,00024	1981
Attawapiskat	Eau	11	4	0,018	1981 à 83
	Sédiments en suspension	1	1	0,00023	1981
	Sédiments	1	0	-	1981
	Meunier noir	3	1	0,030	1981
	Grand brochet	5	3	0,013	1981
Rivière	Eau	1	1	0,00043	1981
Winisk	Eau	15	4	0,015	1981 à 83
	Sédiments en suspension	1	1	0,00117	1981
	Sédiments	1	0	-	1981
	Meunier noir	3	1	0,010	1981
	Grand brochet	5	5	0,012	1981
Rivière	Eau	1	1	0,00024	1981
Severn	Eau	12	8	0,021	1981 à 83
	Sédiments en suspension	1	1	0,00157	1981
	Sédiments	1	1	0,01	1981
	Meunier noir	5	0	-	1981
	Grand brochet	5	2	0,015	1981
Rivière des Outaouais près d'Ottawa (Merriman et McCrea, 1985)					
Templeton/	Eau	7	3	0,067	1977
Gloucester	Eau	12	2	0,020	1980
Autres affluents	Eau	36	6	0,019	1980
Nord-ouest de l'Ontario (Direction de la qualité des eaux - Ontario, résultats inédits, 1985)					
Rivière à la Pluie (lac à la Pluie)	Eau	20	8	0,021	1981 à 83
Rivière à la Pluie (lac des Bois)	Eau	23	8	0,026	1981 à 83
Rivière Winnipeg (chutes Whitedog)	Eau	24	9	0,021	1981 à 83
Rivière des Anglais (chutes Caribou)	Eau	23	10	0,019	1981 à 83

* En µg/l pour l'eau et µg/g pour les sédiments et le poisson.

lons prélevés au printemps que l'on a trouvé des teneurs supérieures au seuil de détection. Les échantillons prélevés à d'autres saisons contenaient des BPC mais à l'état de traces. En 1980, la teneur moyenne de l'eau d'une section transversale comparable de la rivière (Templeton (Québec)/Gloucester (Ontario)) avait grosso modo baissé de moitié par rapport à 1977.

Dans le nord-ouest de l'Ontario, les teneurs étaient semblables à celles relevées pour la rivière des Outaouais. Le dépassement du seuil de détection était un peu plus fréquent cependant (Direction de la qualité des eaux, Ontario, communication personnelle).

3.5 Région de l'Ouest et du Nord

Pour les Prairies, peu de nouvelles données permettent de compléter celles fournies par NAQUADAT (voir tableau 2). Chovelon et ses collaborateurs (1984) ont récemment étudié des poissons capturés dans le sud et le centre de la province de l'Alberta, ainsi que les sédiments de la rivière Saskatchewan Nord. Les données portent sur des spécimens prélevés entre 1980 et 1982 et sont résumées au tableau 10.

Il est difficile d'établir un rapport entre les teneurs en BPC des tissus adipeux et musculaires indiquées au tableau 10, et les teneurs enregistrées par d'autres chercheurs chez des spécimens entiers. En supposant que les tissus adipeux intestinaux soient comparables aux autres tissus adipeux, les teneurs sembleraient, du moins pour certaines espèces et certains emplacements, comparables à celles notées chez les poissons des Grands Lacs. Les plus fortes teneurs ont été trouvées chez les spécimens capturés dans la rivière Saskatchewan Nord, mais les teneurs variaient considérablement d'un spécimen à l'autre, et on n'a pu déterminer aucune source précise de pollution. Les teneurs des sédiments (de l'ordre de 0,01 µg/g (poids sec)) étaient toutes sous le seuil de détection. Cela pourrait paraître anormal si l'on faisait un rapprochement entre les résultats obtenus chez les poissons et les valeurs enregistrées pour les sédiments. Il semble qu'il n'y ait aucune source identifiable de rejet de BPC dans la Saskatchewan Nord.

Les données du réseau CANSOC proviennent de trois stations (Fort McMurray, Edson et Wynyard). Sur les 31 échantillons prélevés entre 1977 et 1980, huit contenaient des BPC (teneur moyenne de 0,019 µg/l). Le dosage des BPC et d'autres organochlorés dans l'eau de pluie recueillie au lac Cree dans le nord de la Saskatchewan en 1984 indiquait une teneur moyenne pondérée en fonction du volume de 0,0011 µg de BPC par litre. Cette teneur et une tendance possible à la baisse concordent avec les observations faites pour le lac Supérieur.

TABLEAU 10 DONNÉES SUR LES BPC POUR LE SUD ET LE CENTRE DE L'ALBERTA (Chovelon et coll., 1984)

Espèce	Emplacement	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Teneur (µg/g)	Années du prélèvement
Poisson	Rivière Saskatchewan Nord	Muscle	?	0,01 à 1,7	1980 à 82
	Rivière Red Deer	Muscle	?	0,01 à 0,72	1980 à 82
Meunier noir	Rivière Saskatchewan Nord	Tissus adipeux intestinaux	40	3,66	1980 à 82
	Rivière Battle	Idem	20	0,64	1980 à 82
	Rivière Beaver	Idem	16	0,07	1980 à 82
	Lac Wabamun	Idem	17	*	1980 à 82
Doré	Rivière Saskatchewan Nord	Idem	65	14,2	1980 à 82
	Rivière Beaver	Idem	21	1,02	1980 à 82
	Rivière Bow	Idem	17	7,00	1980 à 82
	Rivière Ste-Marie	Idem	23	5,01	1980 à 82
Sédiments	Rivière Saskatchewan Nord	De surface/ à sec	160	< 0,01	1980 à 82

* Inférieure au seuil de détection.

Il existe beaucoup plus de nouvelles données pour la partie septentrionale et arctique de cette région que pour la partie occidentale et des Prairies. Le tableau 11 résume des données sélectionnées qui nous ont été fournies ou que nous avons extraites de l'étude de Muir (1985) sur les concentrations chez les mammifères et les poissons de cette région. Nous avons également inclus les résultats obtenus par Norstrom (communication personnelle) qui a analysé le foie d'ours blancs de la région.

Comme pour les autres régions, ces données permettent rarement une comparaison facile des tendances géographiques ou temporelles. Les données sur l'ours blanc se prêtent cependant à certaines hypothèses. L'ours blanc est le prédateur au niveau trophique supérieur dans cette région. Or, les teneurs en BPC dans les échantillons de foie analysés en 1984 sont plus élevées pour les spécimens venant de l'est de l'Arctique que pour ceux de l'ouest de l'Arctique. On obtient des valeurs encore plus élevées pour les

TABLEAU 11 DONNÉES SUR LES BPC - RÉGION DE L'ARCTIQUE

Espèce	Emplacement	Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Teneur (µg/g)	Année(s) de prélèvement	Source
Ours blanc	Est de l'Arctique	Foie	?	9,9	1984	
	Ouest de l'Arctique	Foie	?	12,4	1984	
	Baie d'Hudson	Foie	?	17,4	1984	
Phoque du Groenland	Est de l'Arctique	Graisse	42	1,95	1976 à 78	Ronald et coll., 1984
Phoque annelé	Centre de l'Arctique	Graisse	50	0,85	1984	Muir, 1985
Béluga	Est de l'Arctique	Graisse	11	1,23	1983	Muir, 1985
	Baie d'Hudson	Graisse	9	2,57	1983	Muir, 1985
Omble arctique	Tous les secteurs	Muscle	16 (sur 43)	0,013	1984	Muir, 1985

échantillons de foie des ours blancs venant de la Baie d'Hudson. Comme cette évaluation est basée sur les tendances, et que les valeurs statistiques ne sont pas faciles à établir, on ne peut prétendre qu'elle est à coup sûr exacte. Norstrom a tenté de comparer ces résultats aux données recueillies par Bowes et Jonkel (1975) en 1971 et 1972, qui sont résumées dans le tableau 1 et il a conclu que pour des échantillons comparables, les teneurs avaient presque triplé. Les comparaisons temporelles ne sont pas faciles à faire pour les phoques et les baleines, bien qu'il ne semble pas s'être produit d'augmentation importante entre le début des années 1970 (tableau 1) et les dernières données connues pour le phoque annelé.

Les données sur les poissons sont rares pour cette région. Les données sur l'omble arctique, espèce parente du touladi des Grands Lacs, indiquent cependant une contamination nettement plus faible dans l'Arctique qu'ailleurs au Canada. En général, les teneurs décelées chez l'omble arctique capturée en 1984, étaient inférieures au seuil de détection de 0,001 µg/g (Muir, 1985). Seuls les spécimens provenant de la rivière Ellice, du lac Jayco et de la Baie Cambridge, présentaient des teneurs plus élevées (teneur moyenne de 0,013 µg/g; teneur maximale observée: 0,035 µg/g).

Une étude récente des stations de la ligne DEW (réseau avancé de pré-alerte) a révélé que les équipements électriques qui s'y trouvaient renfermaient d'importantes

quantités de BPC (Holtz et Sharpe, 1984). La ligne DEW compte 42 stations dont 22 ont été abandonnées. Toutes étaient équipées identiquement. Cinq des stations abandonnées ont été visitées en 1984 et il s'y trouvait en moyenne 305 l (460 kg) de BPC, soit un total de 19,2 tonnes pour l'ensemble des stations. C'est donc une quantité considérable de BPC qui se trouve abandonnée en régions très éloignées, près du 70^{e} parallèle. On a constaté des fuites de BPC dans 4 des 5 stations visitées.

3.6 Région du Pacifique et du Yukon

En 1983, Environnement Canada a étudié de près la pollution par les BPC en Colombie-Britannique (Garrett, 1983). Le rapport présente un grand nombre de données sur les concentrations de BPC dans l'eau, les sédiments, les invertébrés aquatiques, les poissons, les oiseaux et divers rejets, principalement pour le cours inférieur du Fraser et son estuaire. Il contient aussi des données sur les sédiments, les eaux de surface, les sols et les eaux souterraines, en rapport avec des déversements de BPC. Ces données sont résumées au tableau 12. Les données sur les pluies du réseau CANSOC n'étaient pas apprêtées et ne sont pas prises en considération dans le rapport Garrett.

Les données sur le meunier à grandes écailles permettent certaines comparaisons pour le Fraser. Chez les spécimens capturés dans le bras principal et le segment du fleuve compris entre Hope et Chilliwack, les teneurs en BPC qui en 1973 s'élevaient à respectivement 0,16 et 0,14 µg/g (dans les muscles), étaient inférieures au seuil de détection en 1980. Chez ceux du bras nord du Fraser, il y aurait eu augmentation au cours de cette même période (0,075 µg/g en 1973 et 0,15 µg/g en 1980). Chez la sauvagesse du Nord capturée dans le bras principal, le segment Hope-Chilliwack et le bras nord du fleuve, les teneurs, qui en 1973 s'élevaient respectivement à 0,42, 0,055 et 0,72 µg/g étaient tombées au-dessous du seuil de détection dans les deux premiers cas et à 0,18 µg/g, dans le dernier. Ces comparaisons, qui indiquent une amélioration générale dans le réseau fluvial, ne sont pas statistiquement significatives en raison de la vaste gamme des valeurs pour chaque ensemble de données. Ce fait souligne la nécessité de mettre au point des programmes d'échantillonnage en vue de l'analyse statistique des données (et d'autres exigences semblables) qui permettront de dégager les tendances géographiques et temporelles.

Les autres données citées dans le rapport Garrett portent sur des déversements et des rejets de BPC, ainsi que les contrôles subséquents des lieux pollués et des abords immédiats (en général pendant deux ans au plus). Dans l'ensemble, ces données indiquent la présence de quantités considérables de BPC dans le réseau fluvial, bien que

TABLEAU 12 DONNÉES SUR LES BPC - COLOMBIE-BRITANNIQUE (Garrett, 1983)

Espèce	Emplacement	Type d'échantillon	Nombre d'emplacements échantillonnés	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons avec teneur supérieure au seuil de dosage	Teneur moyenne en BPC	Année(s) de prélèvement
						µg/g	
Eau de pluie*	Vancouver	Précipitations humides	1	20	3	0,011 (µg/l)	1977 à 80
Eau de surface	Divers	Inconnu	14	38	15	0,80 (µg/l)	1976 à 80
Sédiments	Estuaire du Fraser	De surface/sec	50	109	70	0,13	1976 à 79
	Côte et port de Vancouver	Idem	34	88	85	1,32	1976 à 81
	Inlet Burrard	Idem	28	59	50	0,98	1976 à 81
	Détroit de Howe	Idem	10	46	32	0,32	1978 à 81
	Région côtière du Nord	Idem	20	78	69	0,14**	1977 à 81
	Lac McLeese	Idem	16	35	17	0,12***	1976 à 78
	Côte de l'Île de Vancouver	Idem	18	292	263	0,31	1977 à 81
Moules	Fraser	Humide/composé	3	?	3	0,14	1978 à 80
	Prince-Rupert	Idem	4	?	4	0,17	1977
	Bras Alice	Idem	6	?	6	0,24	1980 à 81
Plie	Vancouver/ Fraser	Muscle	5	26	25	0,21	1978 à 80
	Prince-Rupert	Complet/composé	4	?	1	0,017	1977
Meunier à grandes écailles	Cours inférieur du Fraser	Muscle	20	46	36	0,15	1973, 1980
	Fraser jusqu'à Hope	Idem	7	64	25	0,27	1973, 1980
Truite arc-en-ciel	Cours inférieur du Fraser	Muscle	< 17	16	14	0,14	1973, 1980
	Fraser jusqu'à Hope	Muscle	5	32	32	0,053	1973, 1980
Grand Héron	Estuaire du Fraser	Oeuf/humide	6	62	62	10,6	1977 à 78

* Brooksbank, 1983.
** À l'exception des données provenant des abords immédiats d'un déversement (jusqu'à 75 000 µg/g).
*** À l'exception d'une valeur de 620 µg/g.

les concentrations de BPC chez les espèces que l'on retrouve dans les autres parties du Canada (comme le meunier noir et la truite arc-en-ciel) semblent un peu moins élevées ici qu'ailleurs au Canada, en tous cas moins élevées que dans la région des Grands Lacs.

Un certain nombre d'incidents se sont produits en Colombie-Britannique, ce qui n'a rien d'exceptionnel. Entre 1979 et 1982, 68 incidents ont été signalés (Garrett, 1983). Dans la plupart des cas, la quantité de BPC déversés n'était pas importante mais elle constituait néanmoins une menace à l'échelle locale. Il y a eu plusieurs déversements importants, dont un déversement d'environ 1200 kg à Trail, en 1976, qui menaçait de polluer le fleuve Columbia (Garrett, 1983). Seule une certaine quantité de sol pollué (qui contenait jusqu'à 4 p. 100 de BPC) a été éliminé. Il n'a pas été jugé nécessaire d'éliminer la totalité du sol pollué étant donné que l'on supposait que le lessivage et les eaux de ruissellement ne causeraient aucun problème dans cette région à "faibles" précipitations. Il faut espérer que la surveillance d'échantillons appropriés (et non de l'eau) du fleuve Columbia (qui n'est qu'à 700 mètres) a été entreprise pour vérifier si tel est bien le cas.

Au lac McLeese, des transformateurs d'une sous-station hydroélectrique ont été enfouis pendant environ quatre ans (de 1972 à 1976) puis déterrés (Garrett, 1983). Ces opérations ont entraîné la migration de BPC dans les eaux souterraines (jusqu'à 0,201 µg/l dans les puits locaux). On a également décelé des BPC dans les eaux de surface (jusqu'à 0,422 µg/l) et chez les poissons (jusqu'à 0,595 µg/g dans les muscles). Le programme d'échantillonnage s'est poursuivi pendant les deux ans qui ont suivi l'incident (quatre ans dans le cas du sol); les teneurs étaient alors tombées aux niveaux normalement enregistrés dans les secteurs "non pollués".

Un autre déversement important (environ 1200 kg de BPC) s'est produit en 1977 dans une usine de pâte à papier située dans le port de Port Edward, près de Prince Rupert (Garrett, 1983). Les données sur les invertébrés ont indiqué des teneurs importantes en BPC six mois après le déversement, mais en deux ans, la situation était à nouveau normale. Les teneurs du biote dans le détroit de Chatham auquel le port donne accès semblaient en grande partie inchangées.

Un certain nombre d'autres déversements sont signalés dans le rapport Garrett (1983). Sur 25 installations industrielles, toutes à l'exception d'une usine de carton et de papier d'emballage de la région de Burnaby rejetaient des charges négligeables de BPC dans les masses d'eau réceptrices. Les pertes de BPC dans les eaux résiduaires d'opérations désignées de la cartonnerie ont considérablement diminué entre 1979 et 1981, et sont passées d'environ 100 g/j à quelques grammes seulement. Certaines stations d'épuration ont également fait l'objet d'un programme de surveillance. Seules celles situées sur

les îles Annacis et Iona déversaient des quantités importantes de BPC dans le milieu récepteur (environ 40 g/j et 100 g/j respectivement).

Il ne semble y avoir aucune donnée sur les BPC présents dans des échantillons des divers milieux pour la partie du Yukon rattachée à cette région. Les seules données existantes se rapportent à des déversements accidentels de petites quantités de BPC. Étant donné qu'il a été démontré que des régions voisines des Territoires du Nord-Ouest sont actuellement polluées par les BPC, il est raisonnable de supposer que le Yukon l'est aussi. Les quantités inventoriées de BPC stockés et utilisés dans cette région s'élèvent à 2019 litres (environ 3 tonnes).

3.7 Tendances à l'échelle nationale

Plusieurs travaux rapportent les tendances nationales canadiennes pour les BPC résiduels. Le travail de Vermeer et Peakall (1977), l'un des tous premiers consacrés à à la question, établit que c'est dans les oeufs de cormoran, de goéland et de sterne des Grands Lacs qu'on retrouve les plus fortes teneurs en BPC. Les rapports C.-B./Prairies/Grands Lacs/golfe du Saint-Laurent étaient de 1:1,3:5,5:4,2 chez le cormoran à aigrettes; de 1:13:48:7 chez le goéland argenté; et de -:2:44:1 chez la sterne commune.

Dans le cas des tissus adipeux de l'homme, une évolution qualitative semblable à celle des oiseaux apparaît, bien que pour l'homme les valeurs extrêmes ne soient pas aussi marquées (Groupe de travail, 1976; tableau 1 du présent rapport). Les résultats relatifs aux tissus adipeux prélevés au cours d'une étude effectuée en 1976 (Mes et coll., 1982) à la suite de celle dont fait état le Groupe de travail, indiquaient la même tendance nationale, avec par contre une augmentation de 20 à 30 p. 100 des teneurs chez les hommes (à 1,21 µg/g) et chez les femmes (à 1,30 µg/g). Une étude conduite sur le même type d'échantillon entre 1979 et 1981 à Ottawa et Kingston (Ontario), indiquait que les teneurs avaient doublé et qu'elles atteignaient en moyenne 2,5 µg/g (Williams et coll., 1984); il faut noter cependant que la base d'échantillonnage n'était pas comparable en tous points.

Dans une étude sur le lait maternel conduite au Canada en 1975, on a observé une répartition légèrement différente (Mes et Davies, 1979). Tout comme pour les tissus adipeux, c'est en Ontario que la teneur du lait maternel en BPC était la plus élevée; venaient ensuite l'Alberta et la Colombie-Britannique puis le Québec, et enfin le Manitoba, la Saskatchewan et les Maritimes avec toutes trois des teneurs faibles et assez semblables. La teneur moyenne nationale du lait maternel en BPC était alors de

0,012 µg/l. Dans une étude plus récente (échantillons de 1981, Mes, communication personnelle), c'est au Québec que l'on a trouvé la plus forte teneur en BPC dans le lait maternel entier. Le Manitoba et la Saskatchewan enregistrent les plus faibles teneurs. Dans les autres régions, les teneurs étaient comparables et elles s'intercalent entre le Québec et le Manitoba. La teneur moyenne nationale était de 0,022 µg de BPC par litre de lait maternel, soit une augmentation de 80 p. 100 par rapport à 1975.

Il est donc évident que la pollution par les BPC est plus accentuée dans la région des Grands Lacs que dans les autres régions du Canada. Suivent les régions du Québec et de l'Atlantique. La Colombie-Britannique et les Prairies semblent moins polluées. Nous ne savons pas où se placent les Territoires. Ce qu'il faut retenir, c'est qu'il y a des BPC partout au Canada et que tous les organismes, l'homme y compris, y ont été exposés. Cela suppose donc un mécanisme de dispersion commun - qui pourrait bien être le transport et le dépôt atmosphériques.

4 EXPOSITION DE L'HOMME AUX BPC, AU CANADA

Les trois principales voies d'exposition de l'homme aux BPC dispersés dans l'environnement sont l'air qu'il respire, l'eau qu'il boit et les aliments qu'il consomme. L'absorption par la peau constitue une autre possibilité, mais dans le cas des BPC, il s'agirait principalement d'une exposition en milieu de travail. L'exposition cutanée est possible au cours des loisirs (natation, par exemple) ou en cas de déversements accidentels. On possède cependant trop peu de renseignements à ce sujet et ce rapport n'en tient pas compte.

4.1 Air

Les chapitres qui précèdent ont démontré que la pollution de l'atmosphère par les BPC n'est pas un phénomène local mais qu'il est au contraire très étendu. Des BPC ont été décelés dans toutes les régions du Canada, comme l'indiquent les données sur les précipitations. En 1984, le dosage des BPC dans des échantillons de pluie recueillis dans des endroits aussi éloignés les uns des autres que le Nouveau-Brunswick, le nord de la Saskatchewan et le milieu du lac Supérieur a révélé que tous contenaient entre 0,001 et 0,003 µg de BPC par litre. Ces concentrations représentent indirectement les teneurs de l'air en BPC et l'on craint que les concentrations dans la phase vapeur soient également semblables dans toutes ces régions.

Les teneurs de 2 à 6 ng/m^3 mesurées dans l'air de diverses régions urbaines de l'Ontario peuvent être un peu trop élevées pour servir de référence pour les régions non urbaines (NAS, 1979). La teneur de l'air dans la région des Grands Lacs a récemment été évaluée à 1 à 2 ng/m^3 par Eisenreich et Johnson (1983) et à 1 ng/m^3 par Doskey et Andren (1981). Si l'on appliquait la plus faible de ces valeurs (1 ng/m^3) pour le Canada, l'exposition aux BPC atmosphériques peut être estimée à 0,021 µg/j pour les adultes ou 7,6 µg/an (volume courant* de 500 ml et 29 respirations à la minute). L'utilisation d'une concentration urbaine supérieure entraînerait une augmentation, sans toutefois modifier l'importance de cette voie d'exposition par rapport à l'alimentation.

4.2 Eau

On obtient une valeur encore plus faible lorsqu'on cherche à établir l'exposition de l'homme par ingestion d'eau de boisson. On trouve rarement des BPC dissous dans l'eau

---

* Volume courant: Volume d'air mobilisé par un cycle respiratoire normal.

à des teneurs décelables, et lorsque c'est le cas, il s'agit généralement d'eau brute ou d'eaux de surface et nous ne savons pas si l'eau a été filtrée ou si les fines particules auxquelles les BPC sont souvent fixés ont été éliminées par traitement. Des données récentes sur les eaux libres ont été obtenues en utilisant d'importants échantillons (200 l) centrifugés de qualité comparable à celle obtenue par filtration sur un tamis de 0,2 µm (McCrea et coll., 1985). Ces données semblent indiquer qu'une teneur en BPC dissous de 0,0002 à 0,0008 µg/l est réaliste pour les eaux relativement non polluées des basses terres de la Baie d'Hudson (McCrea et coll., 1984), ainsi que pour les eaux plus polluées du lac Ontario (Stevens et coll., 1985). Swain (1983) a trouvé des valeurs semblables pour le lac Huron, et Murphy (1984), pour le lac Supérieur. En supposant un cas de "pire scénario", soit aucune élimination des BPC dissous au cours du traitement de l'eau et une consommation journalière de 2 litres d'eau, l'apport en BPC par cette source serait de l'ordre de 0,0016 µg/j, soit 0,58 µg par année.

L'hypothèse de faibles concentrations de BPC dans l'eau s'oppose aux teneurs élevées qui ont souvent été signalées pour la région des Grands Lacs, particulièrement dans la rivière Niagara. Certaines des données obtenues pour les Grands Lacs sont tirées d'études utilisant des méthodes permettant de mesurer les BPC dissous. Les BPC adsorbés sur les matières particulaires devraient être éliminés par un traitement approprié de l'eau; l'eau potable ne devrait donc pas être un véhicule important de BPC chez l'homme. Si les teneurs élevées antérieurement rapportées correspondent réellement aux BPC dissous, et si, dans un cas de "pire scénario", ils ne sont pas éliminés au cours du traitement, les populations qui utilisent ces approvisionnements d'eau brute pourraient alors être exposées à environ 20 fois plus de BPC que précédemment indiqué, soit à 11,6 µg/an. Les teneurs élevées des eaux brutes en BPC sont dues à l'incapacité d'éliminer les fines matières particulaires au cours de l'analyse des échantillons et la majeure partie de ces polluants serait éliminée par un traitement normal de l'eau.

Dans une étude de trois puits de la région d'Ottawa, LeBel et Williams (1980) ont trouvé des teneurs en BPC de 0,00013 µg/l bien qu'il s'agisse d'une région présumément polluée. Les résultats laissent donc entendre que la pollution des eaux souterraines n'est pas importante, même lorsque la migration des BPC jusqu'à la nappe phréatique est possible.

4.3 Aliments

L'ingestion d'aliments est une voie d'exposition aux BPC nettement plus importante que l'eau ou l'air. La teneur moyenne en BPC des poissons des Grands Lacs est de 0,1 à 8 µg/g (poisson entier); chez les gros poissons, 50 p. 100 des BPC sont concentrés

dans les filets (M. Whittle, Pêches et Océans Canada, communication personnelle). Si l'on prend une valeur moyenne de 2 µg/g pour le poisson entier, la partie comestible devrait contenir 1 µg de BPC par gramme (moins pour l'éperlan; par contre, celui-ci se mange presque entier). Cette teneur représente certainement le "pire cas" pour le poisson entier d'eau douce au Canada puisque, comme l'indiquent les données des tableaux 2, 5, 9, 10, 11 et 12, les teneurs sont beaucoup plus faibles dans les autres régions du Canada. La seule exception s'applique aux poissons capturés dans le Saint-Laurent en amont de Montréal, qui renferment autant de BPC que les poissons des Grands Lacs. La valeur de 1 µg de BPC par gramme est valable dans ce cas également. Ainsi, une personne ingérant 120 grammes de poisson au cours d'un repas ingérerait du même coup 120 µg de BPC, ce qui excède de loin l'absorption annuelle par l'air et par l'eau. Statistiques Canada (1985) estime que les canadiens consomment en moyenne 0,21 kg de poissons d'eau douce par année, ce qui représenterait une absorption moyenne de 210 µg de BPC par année ou 0,58 µg/j. Chez certains groupes, les autochtones en particulier, la consommation est supérieure à la moyenne établie. Il n'existe pas de données fiables sur les concentrations actuelles de BPC chez les poissons de mer. La consommation moyenne nationale est de 5,9 kg/an et, d'après d'anciennes données (par exemple, celles du tableau 1) et des considérations semblables à celles utilisées pour les poissons d'eau douce, une concentration moyenne de 0,1 µg/g serait jugée représentative des concentrations de BPC dans les parties comestibles. Ceci équivaudrait à environ 1,6 µg/pers. (adulte) par jour ou 590 µg/an.

Les données dont on dispose permettent difficilement de chiffrer l'apport en BPC par les aliments autres que le poisson, pour le Canadien en général. Il existe quelques données pour le lait, la volaille et la viande (Frank et coll., 1975, 1979, 1983, 1985a, 1985b) mais pratiquement aucune pour les végétaux, quels qu'ils soient. Le rapport Garrett (1983) publie quelques chiffres relatifs à des aliments provenant des abords du lac McLeese (C.-B.). L'enfouissement de transformateurs dans le sol avait entraîné la migration de BPC dans un affluent. Le tableau 13 présente des données pour divers aliments.

D'après ce tableau, l'apport de BPC par certaines catégories d'aliments aurait sensiblement baissé au Canada depuis 1970. Cette conclusion est basée non seulement sur les quelques données ponctuelles présentées ici, mais également sur un certain nombre d'études semblables faites au cours des années 1970 et au début des années 1980 incluses dans les références de Frank et coll. Il y a peu d'indices appuyant l'hypothèse voulant que les plantes à racines et les tubercules absorbent les BPC présents dans le sol et contribuent à l'exposition de l'homme. Iwata et Gunther (1976) ont signalé que c'était le

TABLEAU 13 DONNÉES SUR LES BPC DANS LES ALIMENTS

Type d'échantillon	Nombre d'échantillons	Teneurs en BPC (µg/g de matières grasses)	% de matières grasses dans les aliments*	Teneurs estimatives dans les aliments (µg/g)**	Année(s) de prélèvement	Source
Matières grasses du lait	?	0,08	?	0,0030	1970	Frank et coll., 1975
Idem	?	0,11	?	0,0042	1973	Frank et coll., 1975
Idem	308	0,035	3,8	0,0013	1977	Frank et coll., 1979
Idem	359	0,024	3,8	0,00091	1983	Frank et coll., 1985a
Boeuf	150 (moy.)	-	-	0,0050	1974	Saschenbrecker, 1985
	150 (moy.)	-	-	0,0027	1985	Saschenbrecker, 1985
Matières grasses du boeuf	137	0,25	(20)	0,05	1969-70	Frank et coll., 1983
Idem	197	0,0095	(20)	0,0019	1981	Frank et coll., 1983
Porc	150 (moy.)	-	-	0,0096	1974	Saschenbrecker, 1985
Idem	150 (moy.)	-	-	0,0037	1985	Saschenbrecker, 1985
Matières grasses du porc	35	0,33	(30)	0,099	1969-70	Frank et coll., 1983
Idem	38	0,003	(30)	0,0009	1981	Frank et coll., 1983
Volaille	150 (moy.)	-	-	0,0061	1974	Saschenbrecker, 1985
Idem	150 (moy.)	-	-	0,0029	1985	Saschenbrecker, 1985
Matières grasses de la volaille	19	0,95	(17)	0,16	1969-70	Frank et coll., 1985b
Idem	50	0,0048	(17)	0,00082	1981-82	Frank et coll., 1985b
Matières grasses des oeufs	30	0,41	(17)	0,070	1969-70	Frank et coll., 1985b
	31	<0,01	(17)	<0,002	1981-82	Frank et coll., 1985b
Lac McLeese						
Lait entier	2			0,002	1976	Garrett, 1983
Éch. composé d'oeufs entiers				0,29/0,040	Nov./déc. 1976	Garrett, 1983
Muscle de la volaille	1			0,13	1976	Garrett, 1983

* Les valeurs entre parenthèses sont les pourcentages généraux de matières grasses fournis par Statistiques Canada (1985) ou Corneliussen (1972).

** Il est supposé que les BPC sont présents uniquement dans les matières grasses.

cas de la carotte, et Sawhney et Hankin (1984), de la betterave et du navet, mais il semble que la majeure partie de ces BPC sont éliminés lorsque ces légumes sont pelés. Szuki et coll. (1977) rapportent que les légumes à feuilles et les fruits absorbent également les BPC; cependant, Fries et Marrow (1981) et Weber et Mrozek fils (1979) ont démontré qu'il s'agit en majeure partie de BPC volatilisés du sol qui sont rapidement revolatilisés. Lawrence et Tosine (1977) ont signalé des concentrations de 0,05 à 0,08 µg/g dans le maïs et de 0,07 à 0,13 µg/g dans l'herbe cultivée sur des sols amendés avec des boues d'épuration. Buckley (1982) a signalé qu'il y a très peu de transfert des BPC des sols "naturels" au feuillage à proximité des lieux pollués par les BPC aux États-Unis et que les BPC sont apportés par les dépôts atmosphériques. On n'a trouvé aucune information sur la quantité de BPC généralement présents dans les végétaux cultivés au Canada sur des sols non amendés. Nous déplorons le fait que cet important sujet (concentrations de BPC dans les plantes comestibles) n'ait pas retenu davantage l'attention.

Statistiques Canada (1985) donne la liste de la consommation quotidienne des divers aliments qui constituent le régime alimentaire du Canadien moyen et, le cas échéant, leur teneur en matières grasses. Les aliments qui à la rigueur peuvent contenir des BPC sont: le boeuf (105 g/j), le porc (76 g/j), la volaille (63 g/j), les oeufs (34 g/j) et le lait (341 ml/j). Si l'on s'en tient aux plus récentes concentrations figurant au tableau 13, l'apport total par ces sources est estimé à 1,1 µg/j ou 400 µg/an pour le Canadien moyen. Ces chiffres ne tiennent pas compte des apports attribuables à la consommation de poisson d'eau douce et de mer, estimés à respectivement 0,6 µg/j (210 µg/an) et probablement 1,6 µg/j (590 µg/an), tel que déjà indiqué. On obtient un grand total de 3,3 µg/j et 1,2 mg/an. Ces évaluations doivent cependant être considérées avec prudence étant donné que certaines valeurs en cause ont été établies à partir d'échantillons de matières grasses plutôt que de tissus comestibles et que les conversions ne sont pas tout à fait appropriées. Même lorsque les tissus comestibles sont analysés, il est probable que les BPC seront détruits au cours de la préparation des aliments, si bien qu'ils ne seront pas ingérés. Une autre mise en garde déjà mentionnée est que cette évaluation fait abstraction des BPC présents dans les fruits et les légumes. Étant donné la grande quantité de fruits et légumes consommée par le Canadien moyen (233 kg/an), même une faible teneur en BPC peut constituer un apport appréciable, et ceci est préoccupant. Aux États-Unis, des études qui tiennent compte d'analyses de végétaux ont établi que la quantité de BPC absorbée quotidiennement par les Américains au cours de la période 1976 à 1979 variait des traces à 0,027 µg (Gartrell et coll., 1985). Tout comme au Canada, cette teneur est basée principalement sur les produits laitiers, le poisson, la viande et la volaille.

Mes et Davies (1979) se sont intéressés à un groupe particulièrement menacé par les BPC, soit les nourrissons. Leur étude du lait maternel a indiqué une teneur moyenne nationale de 0,012 µg/g dans le lait maternel entier pour 1975, et une répartition nationale semblable à celle établie pour les tissus adipeux de l'homme. Au cours d'une étude faite en 1981, Mes (communication personnelle) a observé que la moyenne nationale avait grimpé à 0,022 µg/g. Au Québec, la valeur établie était de 36 p. 100 supérieure à cette moyenne tandis qu'au Manitoba et en Saskatchewan (où les valeurs étaient semblables), la teneur était inférieure à la moyenne nationale. La base de données a permis une comparaison avec quelques pays membres de l'OCDE (Jensen, 1983). On constate que les teneurs canadiennes sont inférieures à la moyenne établie pour ces pays. Dans ces derniers, les teneurs semblent avoir baissé d'environ 50 p. 100 depuis le milieu des années 1970, mais la tendance n'est pas nette. En Suède, où des études importantes en ce domaine ont été faites, les concentrations de BPC dans le lait de mères habitant Stockholm ont en réalité augmenté de 0,014 à 0,030 µg/g (Westoo et Noren, 1978) au cours de la période de 1967 à 1977; elles étaient retombées à environ 0,025 µg/g en 1980 (Jensen, 1984). Si la teneur enregistrée pour le Canada en 1981 s'est maintenue, on peut estimer que les nourrissons absorbent en moyenne 13,2 µg de BPC par jour ou 4,8 mg/an, basé sur une consommation journalière de 600 ml de lait maternel. On obtient un rapport élevé dose/poids corporel (environ 5 kg) pour le nourrisson, dont les conséquences seront certainement plus graves pour le nourrisson que pour l'adulte ingérant une dose semblable, et d'autant plus graves qu'une telle quantité est absorbée à un stade de la vie où la toxicité des BPC est particulièrement à craindre.

Il semble que c'est principalement par la consommation de poisson, de lait, de viande et de volaille que l'homme adulte absorbe des BPC. Les nourrissons sont indirectement exposés aux mêmes sources, mais les doses qu'ils absorbent sont mieux établies. Lorsqu'elle est pondérée en fonction du poids corporel d'un adulte moyen (70 kg), l'absorption quotidienne moyenne établie à 3,3 µg pour l'adulte représente une dose journalière de 0,047 µg/kg, comparativement à 2,6 µg/kg pour le nourrisson allaité, basé sur un poids moyen de 5 kg et une absorption estimée à 13 µg/j. Pour des personnes comme les autochtones qui consomment probablement beaucoup plus de poisson (p. ex. un repas par jour), l'exposition correspondante d'un adulte pourrait être supérieure à 120 µg/j, soit une dose journalière de 1,7 µg/kg.

5 TOXICITÉ DES BPC

Dans le rapport du Groupe de travail (1976), la toxicité des BPC pour les divers récepteurs possibles n'a pas été traitée en profondeur. Ce volet ne faisait pas explicitement partie du mandat confié au Groupe. L'information que nous présentons ici est tirée de plusieurs études récentes (Peakall, 1985; SBSC, 1985; D'Itri et Kamrin, 1983; Barros et coll., 1984; EPA, 1980; Roberts et coll., 1978; IARC, 1978). L'actualité des études n'a rien à voir avec les effets toxiques rapportés, qui ne varient pas en fonction de la période où ils ont été observés, contrairement au degré d'exposition. La seule différence est qu'on parvient mieux à identifier ces effets qu'autrefois. Ainsi donc, les nombreux effets observés au début des années 1970 sont tout aussi actuels en 1985. Il se pourrait cependant que certains symptômes d'intoxication signalés dans les premières études soient attribuables aux dibenzodioxines et aux furannes polychlorés, impuretés présentes dans les premières formulations de BPC. C'est probablement ces impuretés qui sont responsables du syndrome de Yusho* et de symptômes d'intoxication rapportés dans des études antérieures au milieu des années 1970.

5.1 Mutagénicité/cancérogénicité/tératogénicité

L'activité mutagène des BPC a été étudiée à l'aide de plusieurs souches de *Salmonella* sp. Aucune activité mutagène évidente n'a été décelée tant dans les essais avec activation métabolique que dans les essais sans activation (Schoeny et coll., 1979, Shakim et coll., 1979). On a également déterminé l'activité mutagène des BPC au moyen de *a*) lymphocytes humains et d'Aroclore 1254 (Hoopingarner et coll., 1972), *b*) de la mouche à fruits (*Drosophila melanogaster* (Nilsson et Ramel, 1974) avec des mélanges de BPC à 30 et 50 p. 100 de chlore, et *c*) *in vivo*, avec des rats et de l'Aroclore 1254 et 1242 (Green et coll., 1975); aucun signe d'aberrations chromosomiques ou d'activité mutagène n'a été noté au cours de ces divers tests.

On croit généralement que ces composés ne sont pas mutagènes, bien qu'il ait été prouvé qu'un mélange moins chloré (Aroclore 1221) et le chloro-4 biphényle le sont un peu (Wyndham et coll., 1976). Cette dernière étude n'a cependant pas été répétée dans d'autres laboratoires.

---

* Yusho = huile en japonais. Le syndrome de Yusho se rapporte à l'intoxication aiguë de plusieurs personnes, survenue au Japon, après consommation d'huile de riz contaminée par des BPC.

Il y a peu de preuves indiquant que les BPC sont cancérogènes. L'EPA étatsunienne les considère cependant comme des cancérogènes possibles (EPA, 1980). Une étude épidémiologique faite par Brown et Jones (1981) et portant sur près de 2600 travailleurs d'usines de fabrication d'équipements électriques a indiqué une légère augmentation des décès dus au cancer du rectum et du foie, mais on doute que l'on puisse attribuer de façon statistiquement significative cette augmentation à l'exposition en milieu de travail (Gaffey, 1983). Bertazzi et coll. (1981), cités dans Sibbergeld (1984), ont signalé une augmentation du taux de cancer du système digestif chez les travailleurs italiens.

Au cours d'expérimentations animales, Ito et coll. (1974) ont observé des nodules et des hépatomes du foie chez des rats ayant ingéré des BPC pendant 32 semaines. Mais ce qui est contradictoire, c'est qu'il n'y a eu aucune augmentation du nombre des tumeurs dans une étude subséquente faite avec de l'Aroclore 1254 (NCI, 1978), malgré la présence de nodules. Kimbrough et Linder (1974), qui ont également utilisé de l'Aroclore 1254, ont observé des résultats semblables à ceux de Ito et coll., chez le rat et la souris. Weltman et Norback (1979) ont exposé des rats à de l'hexachlorobiphényle (environ 60 p. 100 de chlore) pour des périodes prolongées et ont observé des lésions plus nombreuses du foie, notamment des nodules et des carcinomes. Les BPC ne sont généralement pas considérés comme des oncogènes bien qu'il soit prouvé que l'Aroclore 1254 puisse favoriser le développement de tumeurs (Preston et coll., 1981).

Les risques de malformations graves attribuables aux BPC seraient faibles (Welsch, 1983) et peu de cas de ce genre sont signalés dans la documentation. Le contraire semble vrai également et les BPC exerceraient divers effets tératogènes. Carlson et Duby (1973) et Tumasonis et coll. (1973) ont constaté des malformations visibles chez des poulets ayant reçu de l'Aroclore 1242 et 1254. Des cas de malformation des foetus ont été observés chez des souris auxquelles on avait administré un hexachlorobiphényle particulier (SBSC, 1985) et des cas de voile du palais ont également été signalés (Watanabe et Sugahara, 1981; Marks et coll., 1981) dans des conditions d'exposition semblables. Chez l'homme, on a parfois observé un poids inférieur à la normale à la naissance, un quotient intellectuel inférieur et un développement moteur entravé chez les victimes du Yusho (Harada, 1976). Jacobson et coll. (1983) affirment que les BPC provoquent toutes sortes d'effets tératogènes chez l'homme, à l'exception de changements morphologiques.

5.2 Toxicité pour l'avifaune

La plupart des études sur l'avifaune ont cherché à établir les effets toxiques des BPC ajoutés à la nourriture. Peakall (1985) s'est récemment intéressé à la question. Le

tableau 14 rapporte les effets observés par cet auteur et d'autres chercheurs; l'accent a été mis sur les réactions les plus sensibles.

TABLEAU 14 ÉTUDES SUR LES EFFETS TOXIQUES DES BPC CHEZ L'AVIFAUNE

Teneur (µg/g de nourriture)	Durée	Effet(s) observé(s)	Source
• **Chez le poulet**			
0,1	?	Réduction du taux d'enzymes	Srebocan et coll., 1977
2,0	?	Croissance réduite des poulets	Lillie et coll., 1974
2,0	14 sem.	Ponte et fertilité réduites	Platonow & Reinhart, 1973
5,0	?	Malformations	Carlson & Duby, 1973
10,0	?	Effets sur le comportement sexuel	Ahmed et coll., 1978
10,0	7 jours	Taux accru d'enzymes hépatiques	Turner & Green, 1976
10,0	?	Ponte et éclosabilité réduites	Scott, 1977
10 à 15	?	Difformités	Tumasonis et coll., 1973
• **Chez la caille**			
0,1	?	Changements au niveau des enzymes, prophyrie	Vos et coll., 1971
5,0	12 sem.	Production accrue d'enzymes	Dieter, 1974
• **Chez le faucon d'amérique**			
0,5	14 jours	Vitesse du métabolisme accrue	Bird et coll., 1983
• **Chez le faisan**			
12,5 µg/g de poids corporel/jour	17 sem.	Ponte réduite	Dahlgren & Linder, 1971
• **Chez le pigeon ramier**			
10,0	12 sem.	Ne s'occupaient pas des oeufs	Peakall & Peakall, 1973
10,0	?	Embryotoxicité, chromosomes endommagés	Peakall, 1972 Peakall et coll., 1972

Les données du tableau 14 se rapportent surtout au poulet. Il est d'une part facile de s'en procurer pour les expériences et il a une grande importance économique. D'autre part, le poulet est très vulnérable aux BPC et sa réaction est en général semblable à celle observée chez d'autres oiseaux, si bien que ce genre d'expériences est utile pour étudier les effets des BPC dans l'environnement. La nocivité des BPC semble s'exercer principalement sur le cycle reproducteur. Il semble que la teneur toxique minimale pour l'avifaune (par ingestion), se situe entre 5 et 10 µg de BPC par gramme de nourriture. La ponte et l'éclosabilité seraient les plus touchées. L'amincissement de la coquille des oeufs, qui a des conséquences sur la reproduction, ne semble pas être attribuable aux BPC. Cela a été prouvé dans les cas du mallard (Risebrough et Anderson, 1975), du pigeon (Peakall, 1971) et du poulet (Lillie et coll., 1974).

Bien que les BPC ne semblent pas être des agents mutagènes, ils sont apparemment tératogènes pour un certain nombre d'espèces d'oiseaux. Dans des études citées par Peakall (1985), on utilisait l'injection directe de BPC dans les oeufs; s'il est difficile d'établir un rapport entre ce mode d'absorption directe et l'absorption indirecte due à l'exposition naturelle des parents aux BPC, cette méthode sert à montrer que les BPC sont fortement tératogènes pour le poulet (Carlson et Duby, 1973; Tumasonis et coll., 1973; Cecil et coll., 1974) et les pigeons ramiers (Peakall et coll., 1972).

En plus d'étudier les effets sur la reproduction chez les oiseaux, un certain nombre de rapports portent sur la modification par les BPC de la production d'enzymes, particulièrement les enzymes hépatiques. Les plus faibles taux de production signalés chez le poulet et la caille correspondaient à une teneur de 0,1 µg de BPC par gramme de nourriture (Srebocan et coll., 1977). Une autre étude faite sur le faucon d'Amérique a signalé une vitesse accrue du métabolisme avec un régime alimentaire contenant 0,5 µg de BPC par gramme de nourriture (Bird et coll., 1983). Ces effets sont probablement réversibles et ne menacent pas à vrai dire la santé des oiseaux. Ils sont cependant symptomatiques d'un stress et par conséquent, les doses de BPC provoquant ce genre d'effet doivent être considérées comme nocives.

Les résultats d'expériences en laboratoire sur les effets des BPC seuls ne sont probablement pas tout à fait le reflet de ce qui se passe en milieu naturel où une multitude de produits chimiques agissent sur les oiseaux, par effet additif, synergique ou antagoniste. Il est presque impossible de résoudre ce dilemme. Certains effets observés en milieu naturel sont attribués aux BPC principalement parce que ces composés sont parmi les principaux contaminants retrouvés dans les carcasses et les oeufs d'oiseaux. Mineau et coll. (1984) ont examiné plusieurs de ces effets dans le cadre d'un programme de

surveillance des goélands argentés dans les Grands Lacs. Ces effets sont semblables à ceux présentés au tableau 14, notamment une baisse de la reproduction due à un nombre réduit d'oeufs par couvée et à un moins bon taux d'éclosion et de survie des jeunes. Toute prise de position visant à protéger l'environnement doit être basée sur l'hypothèse que ces effets sont dus aux BPC. Cela n'écarte cependant pas la possibilité que ces effets soient attribuables à d'autres composés; c'est simplement l'équivalent du scénario "du pire cas possible" d'exposition.

5.3 Phytotoxicité des BPC

Il y a relativement peu d'études sur la phytotoxicité des BPC. Cela est probablement dû à la résistance apparente des végétaux à la plupart des substances organochlorées. Une étude représentative est signalée par Strek et coll. (1981). Ces auteurs n'ont trouvé aucun effet significatif sur la croissance du maïs ou du grand millet même lorsque ces céréales étaient cultivées sur des sols contenant 1000 µg de BPC par gramme; et ce n'est qu'à partir de cette teneur que l'arrêt de croissance de la fève soja et de la betterave était visible. Ils ont remarqué, d'autre part, que si l'on appliquait des BPC sur le feuillage, il s'en retrouvait très peu dans le reste de la plante, bien que la perte du marquage radioactif indique la volatilisation (Weber et Mrozek fils, 1979). La fétuque a également indiqué une piètre capacité à absorber les BPC.

Certaines études ont cependant incité à réévaluer l'hypothèse voulant que les plantes soient insensibles aux BPC, du moins dans les systèmes aquatiques. Dans les eaux douces de la baie de Saginaw (lac Huron), McNaught et coll. (1984) ont constaté qu'une teneur aussi faible que 0,005 µg d'hexachlorobiphényle par litre causait l'inhibition de la photosynthèse dans une communauté de phytoplancton naturelle. Dans une autre étude, Powers et coll. (1982) ont ajouté des BPC (Aroclore 1254) adsorbés sur des sédiments d'argile à raison de 50 µg/l et ont constaté que les BPC ainsi disponibles entraînaient une réduction de la photosynthèse dans une communauté planctonique naturelle d'un estuaire. Si l'on utilise la constante de sorption de ces auteurs, qui est d'environ 10 000, on obtient une teneur de l'eau de 0,005 µg/l. Conner (1981) a trouvé que l'action phytotoxique la plus marquée des BPC était la réduction de la photosynthèse.

D'autres études sur les écosystèmes marins et estuariens ont signalé des effets à des teneurs beaucoup plus élevées en BPC. O'Connors et coll. (1978) ont remarqué qu'une dose aussi faible que 1 µg de BPC par litre pouvait supprimer la photosynthèse, la biomasse cellulaire et la chlorophylle-α dans une communauté de phytoplancton naturelle, et qu'elle était également nocive pour les diatomées; cette concentration a également

causé la mort d'un copépode. Biggs et coll. (1978) ont observé qu'une teneur de 5 µg de BPC par litre empêchait la croissance des algues et de plus, affectait à long terme la composition des espèces. Harding fils (1976) a observé des effets adverses sur le phytoplancton marin, à la teneur de 10 µg de BPC par litre, tout comme Kleppel et McLaughlin (1980).

5.4 Toxicité pour les mammifères

De nombreux rapports traitent de la toxicité des BPC pour les mammifères. Comme pour l'avifaune, seules les réactions les plus sensibles sont signalées et des données représentatives sont consignées dans le tableau 15. La majeure partie de l'information relative à la toxicité des BPC pour les mammifères provient des études de D'Itri et Kamrin (1983), Barros et coll. (1984) et SBSC (1985).

Les BPC ont été testés chez les primates, notamment le singe. Cet animal présente beaucoup des symptômes qui ont été observés chez l'homme après une exposition accidentelle, soit lors d'incidents comme l'intoxication aiguë au Yusho ou en milieu de travail. Étant donné que les expériences ne comprennent qu'un petit nombre de singes, il est difficile d'attribuer une importance statistique aux résultats et d'obtenir le degré de confiance généralement atteint avec les autres espèces. Ceci étant dit, on note que dans le cas de deux isomères tétrachlorobiphényle (qui renferment environ 49 p. 100 de chlore), l'ingestion de doses aussi faibles que 0,3 µg/g de nourriture, pendant aussi peu que quatre semaines, a entraîné des effets graves, voire la mort des sujets (McNulty et coll., 1980). Il est difficile de transposer ces teneurs en dose administrée mais si l'on établit le poids corporel entre 8 et 12 kg et la prise d'aliments entre 180 à 200 g/j (Villeneuve, comm. pers.), on obtient une dose équivalente de 0,006 µg/g (poids corporel)/j.

La souris est également sensible aux BPC, mais elle réagit à des teneurs un peu plus élevées que le singe. Bien qu'il ne s'agisse pas d'un effet proprement dit, le passage des BPC à travers la barrière placentaire et dans le lait est observé à de faibles teneurs déjà (0,16 µg/j (régime alimentaire), correspondant à un apport approximatif de 0,03 µg/g (poids corporel)/j par l'alimentation (Masuda et coll., 1979) et des cas d'hypertrophie du foie ont été observés à des teneurs dans le régime alimentaire à peine supérieures à celles-ci (Biocca et coll., 1981). Des effets semblables se produisent chez le rat mais à des teneurs plus élevées.

Le vison est un autre mammifère vulnérable aux BPC. Comme on le sait, cet animal se nourrit normalement de poissons. Des visons à qui on a donné des poissons provenant des Grands Lacs et de la viande contaminée par des BPC ont eu de graves

TABLEAU 15 EFFETS TOXIQUES CHEZ LES MAMMIFÈRES AYANT REÇU DES DOSES SUBLÉTALES DE BPC

Niveau d'exposition				
Régime alimentaire (µg/g)	Dose (µg/g/j)	Durée (semaines)	Effet(s) observé(s)	Source
• Chez le singe				
0,3	(0,006)	4 à 24	Acné chlorique, perte de poids, mort, involution du thymus, hyperplasie de la muqueuse gastrique	McNulty et coll., 1980
2,5	(0,05)	72	Passage dans le lait, taille réduite à la naissance, effets de postexposition	Allen et coll., 1980
2,5	(0,05)	24	Taille réduite à la naissance, acné, avortement	Barsotti et coll., 1976
2,5	(0,05)	24	Acné chlorique, gammaglobulines	Thomas et Hindsill, 1978
5,0	(0,1)	72	Petits non viables	Allen et coll., 1980
(5 à 20)	0,1 à 0,4	136 à 152	Immunosuppression, petit mort-né, altération du développement	Truelove et coll., 1982
(100)	2,0	10 à 17	Induction de l'activité de l'oxydase à fonction mixte (OFM)	Iverson et coll., 1982
(200)	4,0	Un cycle menstruel	Diminution des oestrogènes, cycle anovulatoire	Mueller et coll., 1978
• Chez la souris				
0,16	(0,03)	2,5	Passage dans le placenta et le lait	Masuda et coll., 1979
0,3	(0,05)	4	Hypertrophie du foie	Biocca et coll., 1981
(5,9)	1,0	1,5 pendant la grossesse	Décoloration du foie, nodules rénaux	Marks et coll., 1981
(11,8)	2,0	1,5	Malformation foetale, voile du palais	Marks et coll., 1981
	0,025 mg/j	9 à 10	Cycle oestrogène prolongé, mauvaises implantations	Orberg et Kihlstrom, 1973
	0,5 mg/animal	6 à 7	Réduction de l'implantation, induction du système OFM	Orberg, 1978
• Chez le rat				
5,0	(0,3)	4	Réduction du développement de la glande thyroïde, portées moins nombreuses	Collins et Capen, 1980
5,0	(0,3)	5	Production accrue des lipides dans le foie, réduction du développement de la glande thyroïde	Kaza et coll., 1978
(5,0)	0,3	4	Immunosuppression, réduction du développement de la rate et de la glande thyroïde	Van Velsen et coll., 1984
(17,0)	1,0	1 à 7	Accélération de croissance chez les petits sevrés, piètre développement du système reproductif	Gellert, 1978
• Chez le vison				
0,7	(0,07)	3	Mort des petits	Hornshaw et coll., 1983
3,6	(0,36)	15	100 % de mortalité	Platonow et Karstad, 1973
5,0	(0,5)	35	Mort, aucune reproduction	Bleavins et coll., 1980

* Chiffres entre parenthèses: conversion des teneurs dans le régime alimentaire en dose, à raison de 10 µg/g = 0,6 µg/g (p.c.)/j pour le rat; 1,7 µg/g (p.c.)/j pour la souris; 1 µg/g (p.c.)/j pour le vison; et 0,2 µg/g (p.c.)/j pour le singe.
p.c. = poids corporel.

réactions. Des teneurs (dans la nourriture) aussi faibles que 0,6 µg/g ont entraîné une réduction du taux de reproduction et la mort de certains jeunes (Hornshaw et coll., 1983; Ringer, 1983). En supposant un poids corporel de 1,5 kg et une absorption quotidienne de 150 g de nourriture, le rapport dose-effet est de 0,07 µg/g (poids corporel)/j.

La plupart des autres études que nous avons consulté signalent des effets à des teneurs beaucoup plus élevées que celles dont il vient d'être question. Elles indiquent cependant que les mammifères réagissent aux BPC et que la toxicité des BPC affecte surtout la reproduction et les premiers stades de la vie.

5.5 Toxicité pour les poissons et les organismes aquatiques

La toxicité des BPC pour les organismes aquatiques est également très bien documentée. Cependant, elle est évaluée principalement à partir de la teneur du milieu naturel (l'eau) en BPC plutôt que des doses ingérées, comme c'est le cas pour les espèces terrestres étudiées. On est ainsi plus certain que les effets observés sont dus à la présence de BPC dans leur milieu naturel ou à l'apport de BPC par l'eau. L'alimentation est rarement considérée dans les études en laboratoire conduites avec les poissons et des organismes appartenant à des niveaux trophiques inférieurs. De plus, les conditions d'expériences en laboratoire reproduisent rarement la complexité du milieu naturel, si bien qu'il est très difficile d'extrapoler les données de laboratoire à la situation réelle.

La plupart des informations sur les effets des BPC que nous pouvons trouver dans la documentation proviennent d'études sur la toxicité aiguë (c'est-à-dire les effets résultant d'une administration sur des périodes relativement courtes, ou même d'une dose unique). Ces effets apparaissent à des teneurs beaucoup plus élevées que celles que l'on trouve en réalité dans l'environnement et ils entraînent souvent la mort des sujets. Nous nous sommes concentrés sur les effets d'une exposition de longue durée (chronique) à des teneurs sublétales en BPC. L'ouvrage intitulé *Ambient Water Quality Criteria* (EPA, 1980) de l'EPA étatsunienne comprend une importante compilation de tous les effets des BPC sur les organismes aquatiques. D'autres informations à ce sujet se trouvent dans un rapport de Laake (1984) présenté au cours d'un colloque sur les BPC tenu à La Haye, Pays-Bas, en septembre 1983. Les organismes aquatiques réagissent également différemment à la température, ce qui peut être un facteur agissant sur la succession des communautés d'algues (Fisher et Wurster, 1973) et sur le comportement des poissons (Peterson, 1973). Le tableau 16 présente certaines des réactions les plus fortes liées à l'exposition aux BPC présents dans l'eau.

Si certains des effets présentés au tableau 16 sont réversibles, d'autres ne le sont pas. Comme les effets réversibles peuvent bloquer la succession dans une commu-

nauté, ils constituent à ce titre des effets nocifs. Très peu d'études sont conduites avec des communautés naturelles autres que celles appartenant aux niveaux trophiques inférieurs. Les études utilisant des communautés de plancton marin (ou d'eaux saumâtres) indiquent que ces communautés sont tout aussi vulnérables que la plupart des organismes énumérés. Il serait donc raisonnable de conclure qu'un niveau d'exposition ayant entraîné un stress chimique (mort des sujets ou autres) en laboratoire aura possiblement le même effet chez l'organisme-test en milieu naturel.

L'examen des effets indiqués dans le tableau 16, et d'autres effets mentionnés dans des travaux non référencés, indique que bon nombre des réactions biologiques observées sont valables aussi bien pour les espèces aquatiques que terrestres. Des effets sur la glande thyroïde ont été signalés chez la truite arc-en-ciel (Leatherland et Sonstegard, 1979) et les effets observés chez d'autres espèces comprennent des effets sur le comportement (réaction de fuite) (Hansen et coll., 1974), une perturbation du développement structurel osseux (Mauck et coll., 1978), des altérations du foie (Hacking et coll., 1977; Freeman et coll., 1982), des anomalies des testicules (Sangalang et coll., 1981) et une induction enzymatique (Willis et coll., 1980; Addison et coll., 1982; Melancon et Lech, 1983). Ces effets sont très importants pour la survie des espèces terrestres, et rien ne laisse croire qu'ils le sont moins dans le cas des organismes aquatiques.

Il est important de déterminer s'il est approprié de considérer le milieu ambiant comme la seule voie d'exposition pour les organismes aquatiques. La bio-accumulation des BPC par les espèces aquatiques est un phénomène très bien documenté; c'est la somme de la bio-accumulation (rétention dans l'organisme d'une substance présente dans le milieu aquatique) et de la bio-amplification (rétention dans l'organisme d'une substance présente dans la nourriture consommée, à des teneurs de plus en plus élevées à mesure qu'on s'élève dans la hiérarchie de la chaîne trophique). Le rapport de l'EPA (1980) énumère une vaste gamme de facteurs de bioconcentration (rapport de la concentration dans l'organisme et de la concentration dans l'eau), déterminés pour la plupart à partir de cas où la concentration était le principal paramètre mesuré. Pour les organismes dulçaquicoles, ces facteurs vont de 2700 à 274 000, les facteurs applicables aux poissons étant parmi les plus élevés de la gamme. Les valeurs applicables aux espèces marines sont semblables. En adoptant un facteur de bioconcentration moyen de 100 000 et en se basant sur la teneur en BPC estimée à 0,001 µg/l pour l'eau des Grands Lacs et de certains autres endroits du Canada, on obtient la teneur de 0,1 µg/g (organisme entier). De telles concentrations sont observées chez certains prédateurs, ce qui semble indiquer une source de BPC autre que le milieu naturel; il faut certainement se tourner vers le

TABLEAU 16 EFFETS TOXIQUES DES BPC CHEZ DES POISSONS ET AUTRES ORGANISMES AQUATIQUES

Espèce	Exposition		Effet(s) observé(s)	Source
	Teneur (µg/l)	Durée		
• **En eau douce**				
Touladi	0,05	50 j	Taux de mortalité accru	Seelye & Mac, 1981
Gambusie	0,1	1,5 h	Évitement	Hansen et coll., 1974
Tête-de-boule	0,4	240 j	Mortalité des larves	Defoe et coll., 1978
Tête-de-boule	0,9	4 mois	Inhibition de l'ATPase	Cutkomp et coll., 1972
Omble de fontaine	0,43	128 j	Développement de l'épine dorsale	Mauck et coll., 1978
Achigan à grande bouche	1,5	8 j	TL_{50} - premier stade de vie	Birge et coll., 1979
Truite arc-en-ciel	2,0	8 j	TL_{50} - premier stade de vie	Birge et coll., 1979
Algues (*S. quadr.*)	0,1	24 h	Fixation réduite du carbone	Luard, 1973
Moucheron (*T. diss.*)	0,65 à 0,45	3 sem.	TL_{50} - larves et pupes	Nebeker & Puglisi, 1974
Daphnia magna	0,48	2 sem.	Reproduction gênée	Nebeker & Puglisi, 1974
Larves de moustique	1,5	?	Incapacité à se métamorphoser	Sanders & Chandler, 1972
• **En eau salée**				
Spore tête-de-mouton	0,14	28 j	Reproduction réduite	Hansen et coll., 1973
Spore tête-de-mouton	0,93	21 j	TL_{50} - embryons et frai	Schimmel et coll., 1974
Diatomées (*R. setig.* & *T. pseud.*)	0,1	8 j	Inhibition de la croissance	Fisher & Wurster, 1973
Phytoplancton (*T. pseud.* & *I. galbana*)	1,0	?	Division cellulaire réduite	Harding et Phillips, 1978
Protozoaires	1,0	4 j	Réduction de la croissance et de la densité des populations	Cooley et coll., 1972
Communauté de phytoplancton	1,0	4 j	Réduction de la biomasse et de la taille moyenne	O'Connors et coll., 1978
Communauté de zooplancton	1,0	4 mois	Composition et diversité modifiées	Hansen, 1974
Huîtres	1,0	4 j	Croissance ralentie de la coquille	Duke et coll., 1970
Crevettes roses	1,0	15 j	TL_{50}	Nimmo & Bahner, 1976

régime alimentaire. Des concentrations résiduaires élevées peuvent également résulter de teneurs plus élevées en BPC dissous dans l'eau, mais on ne croit pas que ce soit le cas (voir chapitre 4).

Les teneurs en BPC résiduels (organisme entier) chez les poissons des Grands Lacs sont dangereusement élevées si on les compare aux teneurs en BPC du régime alimentaire jugées nocives, qui n'ont été établies que pour quelques espèces de poissons d'eau douce. Un taux de mortalité élevé a été enregistré chez des truites arc-en-ciel ayant reçu pendant 30 jours des BPC à raison de 0,39 µg/g, et les alevins étaient déformés (Hogan et Brauhn, 1975); le saumon coho a manifesté de l'hyperthyroïdie à une dose de 0,42 µg/g administrée pendant 72 heures (Mayer et coll., 1977) et des BPC administrés à raison de 0,6 µg/g ont déclenché une inhibition de l'ATPase chez le crapet arlequin (Desaiah et coll., 1972). Ces effets, de même que les effets biochimiques, influeront sans doute sur l'aptitude de l'organisme à se maintenir dans la communauté.

6 EFFETS SUR LA SANTÉ

Un certain nombre de rapports sont consacrés aux effets nocifs des BPC sur l'homme. Un chapitre de l'ouvrage de Gaffey (1983) et le rapport de Santé et Bien-être social (1985) parlent des études épidémiologiques qui ont été entreprises. L'incident le plus notoire a été un cas de contamination d'huile de cuisson par du Kanechlor 400 (renfermant environ 48 p. 100 de chlore) dans le sud du Japon en 1968, qui a causé ce qu'on appelle maintenant la maladie de Yusho ou la maladie de l'huile. Une variété de symptômes ont été observés: acné chlorique, changements de la pigmentation et troubles gastro-intestinaux pour ne citer que les effets les plus immédiats (Kuratsune et coll., 1972). Certains de ces effets ont persisté jusqu'à six ans après l'ingestion de l'huile de cuisson contaminée et d'autres, plus longtemps encore; le groupe d'âge de 13 à 29 ans a semblé le plus touché. On a également signalé des décès. On a observé un retard de croissance chez les enfants d'âge scolaire intoxiqués (Yoshimura et Ikeda, 1978) et des effets néfastes sur le métabolisme des lipides (Higuchi, 1976). Les taux enzymatiques sanguins ont changé, le système immunitaire a été affaibli et les fonctions pulmonaires, hépatiques et ovariennes ont également été touchées (Kuratsune et Shapiro, 1984), sans que ces effets soient cependant attribuables statistiquement aux BPC; l'huile contaminée contenait des dibenzodioxines et des furannes chlorés, des impuretés auxquelles on attribue certains des effets observés (Kashimoto et coll., 1981).

Un incident semblable s'est produit à Taiwan en 1979, mais l'huile contaminée renfermait en tous cas dix fois moins d'impuretés et on a trouvé des concentrations moyennes de BPC dans le sang de 49 µg/l de neuf mois à un an après la première ingestion d'huile contaminée (Chen et coll., 1980). Tout comme au Japon, on a observé des cas d'acné et de pigmentation (Wong et coll., 1982); on a également rapporté des cas de porphyrie (Chang et coll., 1980).

Les études de Jacobson et coll. (1984) et de Fein et coll. (1984) fournissent un ensemble de données récentes nécessitant certains commentaires en raison de leur pertinence pour les recherches sur les dangers des BPC présents dans l'environnement. La première étude porte sur les effets toxiques du poisson du lac Michigan chez des femmes enceintes ou qui allaitent. L'étude de Fein et coll. signale divers troubles du comportement et du développement chez les nouveaux-nés de mères vivant au Michigan et consommant du poisson contaminé par plusieurs substances, principalement des BPC. Dans le cas de ces mères, la consommation de poisson d'eau douce (6,7 kg/an) est considérablement plus élevée que la consommation canadienne annuelle (0,21 kg) indiquée

par Statistiques Canada (1985) et la bioconcentration de BPC chez les poissons du lac Michigan était beaucoup plus forte. L'observation de ces symptômes ne prouve pas directement la toxicité de ces composés, mais constitue néanmoins une indication, et ces effets des BPC font actuellement l'objet d'études plus approfondies.

Un certain nombre d'études d'incidents en milieu de travail ont permis d'identifier une variété de symptômes associés à l'exposition aux BPC. Un rapport de Silbergeld (1984) signale des cas de cancer, des effets neurotoxiques et une altération des fonctions reproductrices, en plus des effets déjà mentionnés. Dans une étude faite aux États-Unis sur 2567 travailleurs d'une usine de transformateurs contenant des BPC (Brown et Jones, 1981), seule l'incidence des cancers du rectum et du foie semblait avoir légèrement augmenté, mais l'importance de ces résultats est mise en doute (Gaffey, 1983). Une variété de symptômes neurologiques ont été signalés par Fischbein et coll. (1979) à la suite de l'examen de travailleurs d'une usine de condensateurs. Les BPC et autres contaminants ont eu des effets néfastes sur la densité du sperme humain, les plus fortes corrélations étant obtenues avec les BPC les plus chlorés (Dougherty et coll., 1980). Ces quelques rapports ne sont pas les seuls documents portant sur les effets des BPC; voir à ce sujet les publications déjà mentionnées. Le tableau 17 liste un certain nombre de rapports fournissant des indications qualitatives sur les types d'effets observés chez des personnes exposées aux BPC, ainsi que la teneur moyenne dans le sang et les types de BPC si l'on possédait ces renseignements. On trouve un résumé sur l'exposition aux BPC en milieu de travail dans le texte de Kuratsune et Shapiro (1984).

TABLEAU 17 EFFETS TOXIQUES OBSERVÉS CHEZ DES TRAVAILLEURS EXPOSÉS AUX BPC

Symptômes (ou effets) observés	Type de BPC	Concentration dans le sang (µg/l)	Source
Acné chlorique, troubles hépatiques	*	*	Meigs et coll., 1954
Dermatite, irritation des yeux	1242	58 à 282	Ouw et coll., 1976
Métabolisme du foie altéré	*	*	Alvares et coll., 1977
Acné chlorique, altération de la biochimie du foie et du sang	*	33 (5,6 µg/g de graisse)	Chase et coll., 1982
Dermatite, symptômes neurologiques, induction des enzymes du foie	1254, 1242 (principalement)	33 à 227	Fischbein et coll., 1979
Acné chlorique, altération de la biochimie du sang	*	*	Hara et coll., 1975
Pigmentation, induction des enzymes du foie, cholestérol	*	370	Hasegawa et coll., 1972
Acné chlorique	*	130 à 520	Inoue et coll., 1979
Dermatite	*	820 µg/g	Kitamura et coll., 1973
Dermatite, induction des enzymes du foie	1242, 1254	342 µg/g	Maroni et coll., 1981
Dermatite, biochimie du foie et du sang altérée, symptômes neurologiques	1242, 1016	89 à 502	Smith et coll., 1982
Cancer du rectum et du foie	1254, 1242, 1016	*	Brown et Jones, 1981
Mort	1254	*	Bertazi et coll., 1981

* Information impossible à obtenir.

7 ÉVALUATION DU DANGER

L'évaluation du danger d'une substance chimique dispersée dans l'environnement a pour but d'identifier dans quelle mesure cette substance menace à la fois l'homme et les autres organismes. Le danger varie en fonction du niveau d'exposition de l'organisme (y compris l'homme) à la substance et des effets que celle-ci a sur l'organisme. Le niveau d'exposition est déterminé par les propriétés de la substance; les caractéristiques du milieu d'exposition; la durée d'exposition; et le nombre d'individus de l'espèce évaluée qui sont exposés à la substance. Au sens strict, l'exposition est également fonction de la physiologie interne des organismes exposés. Les effets varient évidemment en fonction de l'organisme exposé. Lorsqu'il s'agit de protection de l'environnement, l'évaluation porte sur les organismes les plus vulnérables du milieu évalué, et généralement aussi sur le stade du cycle vital le plus vulnérable de ces organismes.

Le niveau d'exposition et les effets peuvent être évalués en milieu naturel ou peuvent être prévus à l'aide de données obtenues en laboratoire. Étant donné les coûts et les craintes occasionnés par la pollution délibérée de l'environnement, ce sont plus souvent les données de laboratoire qui sont utilisées, à moins que l'on ait accès à des informations sur les effets observés à la suite d'un déversement ou d'une exposition accidentelle. L'utilisation des données de laboratoire comporte un certain risque étant donné que les facteurs exogènes très complexes (facteurs d'environnement) peuvent renforcer ou atténuer les effets d'une substance chimique sur n'importe quelle composante de l'environnement. Si l'on en a le choix, l'évaluation sera toujours faite en fonction des teneurs mesurées dans l'environnement et leurs effets. Il faut également reconnaître la nécessité de faire de fréquentes évaluations et d'élaborer des règlements sans attendre des preuves aussi "formelles".

Nous tentons dans ce rapport de décrire les dangers liés aux BPC dispersés dans l'environnement. En ce qui a trait à la protection de la santé, nous avons puisé l'information dans la documentation fournie par le Bureau des dangers des produits chimiques de Santé et Bien-être social Canada. Nous n'avons pas tenté de définir en quoi consiste un niveau de risque acceptable pour les BPC sur le plan de la protection de l'environnement, étant donné qu'il s'agit d'un jugement de valeur et qu'il n'y a actuellement aucune méthode acceptable pour attribuer une valeur aux facteurs esthétiques de l'environnement. Le rapport permet plutôt de comparer les teneurs d'exposition qui sont ou ont été observées au Canada avec les niveaux de gravité des effets observés (ou prévus) chez certains organismes des divers secteurs des écosystèmes pour lesquels il existe des estimations canadiennes. C'est ce que l'on appelle l'évaluation du danger.

7.1 Organismes aquatiques

Le présent rapport soutient que le transfert des BPC s'effectue principalement par l'atmosphère et suppose que la charge de BPC atmosphériques est relativement constante et fréquemment renouvelée. Dans ces conditions, il est possible que la majeure partie du pays reçoive, en surface, des charges comparables de ces composés, modifiées par des apports locaux mais de niveaux comparables. Dans les Grands Lacs où les volumes, les superficies et les temps de séjour sont importants, les BPC sont retenus dans ce réseau lacustre tout en restant disponibles pour leur bioaccumulation par les organismes soit directement à partir de l'eau ou indirectement par la nourriture qu'ils consomment. C'est justement la bioaccumulation par les organismes qui est à la base des préoccupations que soulèvent les BPC dans cette région.

Les concentrations de BPC dans le poisson de l'écosystème des Grands Lacs ont diminué quelque peu par rapport à celles observées au moment de la rédaction du rapport du Groupe de travail initial sur les BPC. Les valeurs inférieures à 0,001 µg/l pour les BPC dissous dans l'eau du lac Ontario (considéré comme le plus pollué de ce réseau lacustre) pourraient résulter de l'utilisation de nouveaux procédés pour l'analyse d'échantillons volumineux et toute indication d'une tendance à la baisse dans l'eau doit être examinée plus à fond avant de tirer une telle conclusion. La limite supérieure pour les teneurs en BPC dissous dans le bassin inférieur des Grands Lacs serait d'environ 0,001 µg/l et devrait être quasi identique dans le Saint-Laurent. Ailleurs au pays, les teneurs limites pourraient être inférieures d'un ordre de grandeur ou plus si l'on se base sur les teneurs mesurées chez des organismes autres que l'homme. Cependant, étant donné que l'on a rarement dosé directement les BPC dans l'eau à ces endroits, et que les teneurs en BPC des tissus adipeux de l'homme ne diffèrent pas aussi fortement que les teneurs en BPC résiduels chez d'autres organismes, on recommande de considérer une concentration de 0,001 µg/l comme le "pire scénario possible" pour l'eau au Canada. Si l'on consulte le tableau 16, on constate que la dose toxique la plus rapprochée pour les organismes aquatiques était 50 fois supérieure. À noter toutefois qu'elle s'est avérée mortelle pour l'organisme testé. Des informations sur les effets sublétaux sont nécessaires pour les espèces vulnérables comme le touladi. L'information présentée au chapitre 4 indique que de telles concentrations ne constituent aucun danger pour l'homme.

On s'inquiète cependant de l'accumulation indirecte des BPC. On retrouve des résidus de BPC dans les tissus d'organismes aquatiques provenant des Grands Lacs comme d'ailleurs. Or, ces organismes servent de proies à d'autres prédateurs. Il y a bioaccumulation de BPC, à des teneurs toxiques parfois, au fur et à mesure que l'on remonte la

chaîne alimentaire, mais les écarts sont considérables. Si l'on se réfère au tableau 6, la teneur en BPC résiduels du poisson (entier) et des oiseaux piscivores serait d'au moins 0,1 µg/g, ce qui, par coïncidence, est très près du résultat de l'évaluation basée sur la teneur mentionnée auparavant pour l'eau et un facteur de bioconcentration de 100 000. Le rapport qui existe entre la dose toxique minimale de BPC dans le régime alimentaire des organismes aquatiques (truite arc-en-ciel) et la concentration dans les tissus n'est que de 4 et la mort est au nombre des effets observés. Cette "marge de sécurité" est très mince et devrait porter à réfléchir. Chez bien des espèces de poissons du réseau lacustre des Grands Lacs, des concentrations (corps entier) bien supérieures ont été mesurées. Étant donné qu'un grand nombre des effets sont subtils et difficiles à distinguer des effets causés par d'autres stress, on ne peut que supposer qu'ils sont ressentis par les espèces prédatrices à presque tous les niveaux trophiques. Dans son rapport de 1974, le Sous-comité sur les objectifs de qualité de l'eau (SOQE, 1975) a décidé d'établir une deuxième ligne de défense contre les BPC en définissant une teneur maximale admissible pour la chair comestible des poissons afin de protéger les personnes consommant du poisson des Grands Lacs. Si cette mesure n'a pas réduit l'exposition à cette teneur maximale, loin s'en faut, elle aura eu le mérite d'avoir attiré l'attention sur le problème.

7.2 Organismes terrestres

Contrairement aux organismes aquatiques, les organismes terrestres absorbent des BPC par plus d'une voie, les trois principales étant l'air qu'ils respirent, les aliments qu'ils consomment et l'eau qu'ils boivent. C'est le cas du moins des mammifères et des oiseaux. Chez l'homme, le contact cutané en milieu de travail peut constituer une autre préoccupation mais nous n'avons pas abordé la question dans le présent rapport.

Les effets sur les insectes édaphiques ne sont pas très bien connus. Le calcul des dépôts de BPC vraisemblablement dus aux précipitations (en supposant une moyenne de 0,004 µg de BPC par litre pour l'eau de pluie et des précipitations annuelles de 75 cm, et en admettant que trois est le multiplicateur pour le transfert à la phase vapeur) donne un dépôt estimé à quelque 10 $\mu g/m^2$/an. Cette quantité n'augmenterait que de 0,0002 µg/g par année la teneur en BPC dans le premier centimètre de sol, et l'augmentation serait proportionnellement moindre dans les couches inférieures. L'exposition directe de la plupart des organismes terrestres à ces teneurs ne devrait pas être une source de préoccupations, sauf éventuellement dans les régions où l'on procède à l'épandage des boues d'égout. Il n'y a pas suffisamment de données sur les effets des BPC sur les vers de terre, bien que ces organismes vivent dans un milieu qui reçoit des dépôts atmosphériques et se nourrissent de ce milieu.

Les volumes vitaux d'air pour les organismes autres que l'homme ne sont pas bien documentés. En supposant qu'ils sont fonction du poids corporel (ce qui est probablement plus le cas pour les mammifères que les oiseaux), la respiration ne semble pas être une importante voie d'absorption des BPC chez les organismes terrestres. En se basant sur les données du chapitre 4, on a estimé que, chez l'homme, l'apport de BPC par inhalation ne représentait que 2 p. 100 environ des apports par le poisson et autres aliments.

Il semble que les résidus de BPC trouvés dans les tissus des divers organismes évalués au Canada aient une origine alimentaire. Dans le cas des oiseaux et des mammifères autres que l'homme, il n'y a presque pas de données sur les concentrations de BPC dans leur nourriture, à l'exception du vison commercial et du goéland argenté qui se nourrissent presque exclusivement, du moins dans la région des Grands Lacs, de poissons provenant de cette région. Les tableaux 14 et 15 indiquent que la teneur toxique minimale, encore qu'il s'agisse probablement d'effets enzymatiques réversibles, se situe entre 0,1 et 0,5 µg BPC/g (dans la nourriture) chez les oiseaux et entre 0,2 et 0,3 µg/g chez les mammifères. Ces effets ont probablement des répercussions sur l'aptitude de l'organisme à vivre dans son milieu et doivent donc être considérés comme nocifs. Les concentrations de BPC chez les poissons de la région des Grands Lacs et d'ailleurs au Canada, par exemple la région côtière de la Colombie-Britannique, le bassin du Saint-Laurent, au Québec, et possiblement chez les mammifères marins de certaines parties des régions arctiques, dépassent ces teneurs toxiques minimales, si bien que ceux qui en consomment régulièrement doivent être considérés comme courant un certain risque.

Les animaux qui se nourrissent de végétaux peuvent également courir certains risques. Bien que le dépôt de BPC par les précipitations, par unité de surface, soit minime, il peut être à l'origine d'une concentration élevée de BPC à la surface des feuilles et des herbes. Il y a sans aucun doute volatilisation des BPC ainsi déposés mais également redéposition. Les concentrations à l'équilibre de ces substances sont encore inconnues mais on peut supposer qu'elles sont appréciables étant donné que les ruminants bioaccumulent des BPC dans les tissus et le lait à des teneurs qui sont probablement responsables des taux mesurés dans les tissus adipeux des Canadiens. La pénurie de données sur les BPC résiduels chez la faune et les oiseaux est l'une des principales raisons qui nous empêchent de définir clairement les dangers que représentent les BPC pour les organismes terrestres.

L'homme a une alimentation très variée et il est donc impossible d'évaluer précisément la quantité de BPC qu'il absorbe. Une autre raison est que l'on ne connaît pas les teneurs en BPC résiduels de certains aliments. L'absorption quotidienne de 3,3 µg/g

chez l'adulte, estimée au chapitre 4, reviendrait à une dose journalière de 0,047 µg/kg (pour un adulte de 70 kg). Si on la compare à la teneur toxique minimale (dans la nourriture) de 6 µg/kg (poids corporel)/jour rapportée pour le singe (mammifère le plus vulnérable aux BPC), cette valeur correspond à un facteur de sécurité de 130. Il semble donc y avoir une certaine marge de sécurité pour le Canadien moyen, mais il ne faut pas oublier que ce niveau de protection se rapporte à la teneur toxique minimale. Le niveau à effet nul et cette marge de sécurité pourraient être en deçà de ces valeurs. L'apport de BPC par la consommation de poisson, qui peut être très élevée chez les autochtones, contribue bien entendu à atteindre les niveaux toxiques voire même les niveaux auxquels des effets ont été observés au cours d'expériences sur des animaux. Il n'est de plus pas tenu compte de l'apport possible de BPC par les fruits, les légumes et les céréales.

Dans le cas des nourrissons allaités, la dose d'exposition calculée est de 2,6 µg/kg (poids corporel)/jour. Cette valeur dépasse la dose journalière tolérable fixée pour le Canada (1 µg/kg (poids corporel)/jour). Cette dernière correspond toutefois à une exposition à vie à ce niveau, alors qu'on estime que les nourrissons sont normalement exposés pour trois mois en moyenne et rarement plus d'un an. On ne peut donc établir avec certitude quelles seront les conséquences d'une telle exposition.

8 RÉGLEMENTATION APPLICABLE AUX BPC AU CANADA

8.1 Inventaire

Environnement Canada a récemment publié un inventaire des BPC au Canada (Environnement Canada, 1985). Ce document indiquait qu'environ 24 300 tonnes, soit environ $16{,}2 \times 10^6$ litres de BPC, avaient été inventoriées à travers le pays. Les tableaux 18 et 19 résument ces informations par secteur industriel et par application. Les importations totales de BPC au Canada jusqu'en 1977, époque à laquelle l'importation a été considérablement restreinte, sont de 4×10^4 tonnes (Environnement Canada, 1985); il n'existe aucune donnée sur les BPC fabriqués au Canada. Jusqu'à présent, on a perdu la trace d'environ 40 p. 100 de tous les BPC importés au Canada, soit environ $1{,}6 \times 10^4$ tonnes ou 10,5 millions de litres de BPC, et on pense qu'une bonne partie a déjà migré dans l'environnement.

La plupart des BPC sont soit stockés, soit utilisés dans de l'équipement électrique (voir tableaux 18 et 19). Ce sont ces sources possibles d'émission qui sont surtout préoccupantes pour la protection de l'environnement; il y a cependant d'autres sources industrielles de BPC, comme les procédés de fabrication utilisant:

- des colorants/pigments à base de solvants halogénés;
- des dérivés du chlorosilane;
- des dérivés trichlorés organophosphorés;
- des dérivés de l'alkylchlorophosphine;
- des dérivés des naphtalines chlorées;
- des dérivés chlorés aromatiques;
- des dérivés du chlorobutane;
- des dérivés du chloroxylène;
- des dérivés biphényles; et
- des phosphates chlorés (V. Buxton, communication personnelle).

On ne connaît pas l'importance de ces sources et la production ou la perte accidentelle de ces BPC ne peuvent être contrôlées en vertu de *La loi sur les contaminants de l'environnement* et on ne s'y est pas davantage intéressé dans le contexte de la nouvelle *Loi canadienne de protection de l'environnement*. En plus des produits susmentionnés, il y en a probablement d'autres dont la teneur en BPC ne peut être mesurée.

TABLEAU 18 INVENTAIRE DES BPC SELON L'AFFECTATION (Environnement Canada, 1985)

Affectation	Quantité (tonnes)												% du total national
	C.-B.[a]	Alb.	Sask.	Man.	T.N.-O.	Ont.	Qué.	N.-B.	N.-É.	Î.P.-É.	T.-N.	Total	
Équipement électrique													
Condensateurs	378,3	94,9	32,8	320,6	14,1	649,4	1 188,5	69,1	31,0	0,3	14,6	2 793,6	11,5
Transformateurs	1 065,4	512,2	563,3	130,9	84,4	7 964,4	3 549,6	322,9	337,6	13,8	308,3	14 852,8	61,1
Électro-aimants	18,5					25,0	11,7	0,7				55,9	0,2
Autres					2,5	41,3	31,9		3,7			79,4	0,3
Équipement mécanique													
Hydraulique	9,8					7,7						17,5	0,1
Caloporteur						0,1						0,1	0,0004
À vide						1,0						1,0	0,004
Stockage en vue d'élimination[b]	224,3	5 011,7	21,5	17,3	5,8	880,6	233,3	21,3	49,8	0,8	43,6	6 510,0	26,8
TOTAL	1 696,3	5 618,8	617,6	468,8	106,8	9 569,5	5 015,0	414,0	422,1	14,9	366,5	24 310,3	
% du total national	7,0	23,1	2,5	1,9	0,4	39,4	20,6	1,7	1,7	0,1	1,5		

Remarque: Totaux légèrement différents de ceux du tableau 19 parce que les chiffres ont été arrondis.

[a] Y compris le Yukon.

[b] Y compris le stockage sur place et le stockage commercial.

TABLEAU 19 INVENTAIRE DES BPC POUR LE CANADA PAR SECTEUR D'ACTIVITÉ (Environnement Canada, 1985)

Secteur d'activité	Quantité (tonnes)													% du total national
	C.-B.[a]	Alb.	Sask.	Man.	T.N.-O.	Ont.	Qué.	N.-B.	N.-É.	Î.P.-É.	T.-N.	Atlantique[c]	Total	
Cimenteries	50,5	35,0	7,6	20,9		130,0	35,4	40,3	1,2		0,7		321,6	1,3
Industrie chimique	14,4	74,2	2,3	0,1		164,4	83,2					23,6	362,2	1,5
Équipement électrique	3,3	0,1	4,4	5,4		265,3	40,7	0,1	0,1				319,4	1,3
Aliments et boissons	28,1	19,4	20,1	5,2		228,5	77,6	13,7	3,6	4,7	0,8		401,7	1,7
Produits forestiers, pâtes et papier	737,5	79,2	0,6	47,6		704,5	667,6	210,2	229,2		79,1		2 755,5	11,3
Installations publiques	37,2	47,2	17,5	22,0	88,1	537,7	509,0	8,7	52,6	2,6	21,4		1 344,0	5,5
Hôpitaux et établissements scolaires	16,0	112,5	10,7	5,9		643,7	185,0	2,7	23,2	4,2	26,6		1 030,5	4,2
Mines et fonderies	247,2	5,0	335,9	27,7	16,1	775,9	459,0	6,0	10,8		72,6		1 956,2	8,0
Pétrole	4,6	81,8	25,0	2,6	1,3	49,7	24,1		5,8			7,1	202,0	0,8
Affineries de métaux	12,5	2,3				313,9	87,1						415,8	1,7
Caoutchouc et élastomères		12,0				74,3	46,9						133,2	0,5
Sidérurgie	5,5	34,8	10,3	6,1		1 891,6	259,9	3,4	48,9		4,7		2 265,2	9,3
Textiles			0,1			90,0	107,2		6,8				204,1	0,8
Entreprises d'utilité publique	482,5	108,5	179,5	298,9	1,3	2 212,8	1 392,2					278,6	4 954,3	20,4
Autres[d]	57,0	6,9	3,8	26,3		1 217,2	869,6	7,2	15,0	1,4			2 204,4	9,1
Stockage commercial (déchets)		5 000,0[b]				269,5	170,5						5 440,0	22,4
TOTAL	1 696,3	5 618,9	617,8	468,7	106,8	9 569,0	5 015,0	414,0[e]	422,1[e]	14,9[e]	366,6[e]		24 310,1	
% du total national	7,0	23,1	2,5	1,9	0,4	39,4	20,6	1,8	1,7	0,1	1,4			

[a] Y compris le Yukon.
[b] Y compris les déchets contaminés par les BPC tels que les boîtiers de condensateurs, les matières utilisées pour le nettoyage et la saleté. De ce total, environ 1160 t sont en fûts. La quantité de BPC dans les matières restantes est inconnue.
[c] Colonne créée pour rendre compte des quantités de BPC qui se rapportent à moins de quatre entreprises d'un secteur donné dans une province de cette région, afin d'assurer la confidentialité des données des entreprises tout en chiffrant le tonnage de BPC dans la région pour un secteur d'activité donné.
[d] Lorsqu'un secteur de la région de l'Atlantique ne compte qu'une entreprise, le tonnage figure dans la catégorie "Autres".
[e] Les totaux réels sont donnés pour chaque province, même si les données par secteur industriel figurent dans la colonne "Atlantique".

8.2 Émissions dans l'environnement

8.2.1 Mise en décharge. - La mise en décharge des liquides, matières, produits et équipements contenant des BPC était la principale méthode d'élimination de ces substances en Amérique du Nord jusqu'au milieu des années 1970 (U.S. National Research Council, 1972, 1979). Bien qu'il n'y ait aucune information ni aucune évaluation précise pour le Canada, on estime qu'environ 45 à 50 p. 100 de la production nord-américaine de BPC ont été éliminés dans des dépotoirs et des décharges (Groupe de travail, 1976). Parallèlement, on a estimé que 51 p. 100 de la production américaine de BPC en 1970 ont été éliminés de la même façon (Nisbet et Sarofim, 1972).

La pratique consistant à faire brûler volontairement les déchets amassés dans les décharges pour réduire le volume des déchets solides (papier, etc.) a eu des conséquences inconnues sur les BPC qui s'y trouvaient. Cela a dû entraîner la destruction d'une certaine quantité de BPC, la libération de dibenzofurannes et de dibenzodioxines polychlorés, et probablement la volatilisation de BPC, mais aucune information ne permet d'évaluer l'importance de chacun de ces phénomènes. Il se peut également que le lessivat ait entraîné des BPC dans les eaux souterraines et, par la suite, dans les eaux de surface. Là encore, il n'y a pas suffisamment de données pour circonscrire davantage le problème.

8.2.2 Effluents industriels. - Autrefois, les industries manufacturières qui utilisaient des BPC se contentaient de les rejeter dans les eaux usées, ce qui a largement contribué à l'introduction de ces substances dans le milieu aquatique (U.S. National Research Council, 1979). Comme les BPC ne sont plus fabriqués et que le nouvel équipement n'en contient plus, ce problème est probablement moins aigu qu'il ne l'était (Webber et coll., 1983). À l'heure actuelle, la principale source de pollution des effluents industriels par les BPC sont les fuites et le déversement accidentel de BPC contenus dans des anciens équipements électriques, hydrauliques ou autres, encore utilisés ou entreposés en vue de leur élimination (Environnement Canada, 1981). Dans tous les cas, cet équipement sera éventuellement remplacé par de l'équipement exempt de BPC et cette source de pollution devrait donc être éliminée. Aux termes des règlements actuels toutefois, aucune obligation n'est faite de remplacer les équipements contenant des BPC tant qu'ils peuvent servir, si bien que cela risque d'être long.

Le recyclage des huiles usées et des vieux papiers sont deux procédés où il y a risque de pertes de BPC dans les effluents (Environnement Canada, 1981). Il peut arriver que des fluides hydrauliques, électriques et autres contenant des BPC soient combinés (par mégarde ou non) aux huiles destinées au recyclage et que des BPC soient entraînés dans les eaux résiduaires du traitement de l'huile polluée. L'application de telles huiles sur les

routes constitue également une source d'émission de BPC dans l'environnement. Les *Règlements nos 2 et 3 sur les biphényles polychlorés* (1985) devraient contribuer à corriger ces problèmes.

Les BPC étaient autrefois un composant des encres d'imprimerie et du papier autocopiant (Nisbet et Sarofim, 1972). Lorsque le vieux papier est traité en vue du recyclage, le désencrage et sa réduction en pâte entraînent le rejet d'une certaine quantité de BPC dans les eaux résiduaires (Garrett, 1983). Comme les BPC ainsi éliminés se trouvent principalement dans les matières en suspension, un traitement visant à réduire la teneur en MeS permet de réduire considérablement les pertes de BPC dans l'environnement (Garrett, 1983). Les boues de traitement vont par contre contenir des BPC et peuvent être une source de dispersion de BPC dans l'environnement. Ce problème devrait disparaître de lui-même à mesure que la teneur en BPC du papier recyclé diminuera.

8.2.3 Effluents municipaux. - Une étude conduite en 1973 dans les stations d'épuration de l'Ontario indique que des BPC sont également introduits dans le milieu aquatique par les eaux usées municipales (Shannon et coll., 1973). Dans les usines étudiées, le traitement a éliminé en moyenne 56 p. 100 des BPC présents dans les eaux brutes. Les charges en BPC des eaux brutes étaient plus élevées dans les régions industrialisées, ce qui indique que les eaux résiduaires industrielles rejetées dans les réseaux d'égouts municipaux contribuent de façon importante à la charge en BPC des eaux usées municipales.

En Colombie-Britannique, des BPC sont aussi évacués dans l'environnement par les stations d'épuration (Garrett, 1983). Une étude conduite en 1976 indiquait que dans 10 stations, 53 p. 100 en moyenne des BPC présents dans les eaux brutes étaient éliminés, mais une étude indépendante effectuée en 1978 rapporte des teneurs moyennes plus élevées dans l'effluent final. Il demeure que dans ce dernier cas, les teneurs mesurées dans l'effluent final (< 1 µg/l) sont comparables à celles de l'effluent des installations de traitement secondaire visitées en Ontario (Shannon et coll., 1973). Comme dans l'étude ontarienne, les BPC éliminés de l'eau se retrouvaient surtout dans les boues.

8.2.4 Boues provenant du traitement des eaux usées industrielles et municipales. - Les BPC contenus dans les boues du traitement des eaux usées municipales et industrielles posent un autre problème. Les modes d'élimination des boues comprennent l'incinération, le rejet en mer et l'élimination sur terre (mise en décharge, épandage sur des terres agricoles, biodégradation des boues dans le sol, etc.) (Webber et coll., 1983). Les boues d'épuration des stations de l'Ontario contenaient parfois 76,6 ppm (poids sec) de

BPC (Shannon et coll., 1973); en Colombie-Britannique, la valeur maximale enregistrée était de 2,5 ppm (Garrett, 1983). La mise en décharge ou l'épandage des boues sur des terres agricoles peuvent polluer le sol et les eaux souterraines; le rejet en mer peut polluer l'eau et les sédiments marins et avoir des répercussions sur la qualité des poissons, des crustacés, etc.; si l'incinération est mal conduite, il y aura volatilisation dans l'atmosphère de BPC et des produits de conversion des dibenzofurannes et dioxines polychlorés, et pollution de l'air.

L'analyse de sols sur lesquels des boues ont été épandues a indiqué que les BPC s'accumulaient dans le sol, et qu'en général plus l'épandage était intensif, plus les teneurs en BPC étaient élevées (Webber et coll., 1983). Des BPC ont été décelés dans les eaux de lavage d'une unité d'incinération des boues (Shannon et coll., 1973), ce qui indique que des BPC se sont volatilisés des boues incinérées. L'élimination dans les décharges de liquides, équipements, etc. contenant des BPC (méthode communément utilisée autrefois) a généralement entraîné une pollution considérable des eaux souterraines par infiltration et lessivage (Pupp, 1985).

8.2.5 Fuites et déversements accidentels. - Un programme visant à surveiller les principales fuites et les principaux déversements de matières et de déchets dangereux a été établi par Environnement Canada en 1972. Dans le cas des BPC, des pertes ont souvent lieu au cours du transport de matériel électrique ancien contenant des BPC et jusqu'à présent, environ 340 déversements accidentels et fuites de BPC ont été signalés. En admettant qu'il n'y ait eu aucun nettoyage, ces déversements totalisent des pertes d'environ 89 tonnes de BPC, ce qui représente moins de 1 p. 100 de la quantité totale des BPC que l'on estime dispersés dans l'environnement canadien. Bien que les émissions de BPC en cas de fuites et de déversements soient relativement faibles, ces cas de pollution ponctuelle ont une très grande importance locale et ils attirent souvent l'attention du public sur ces composés. Ils peuvent également constituer une fraction importante des pertes actuelles de BPC. L'attention accordée aux déversements est liée au fait que ces incidents se produisent souvent dans des régions densément peuplées et qu'ils donnent lieu à des niveaux de pollution relativement élevés dans un secteur restreint, avec le risque que des personnes soient exposées.

L'application récente des règlements afférents à la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses* (LTMD) et des lois provinciales correspondantes, devrait aider à réduire la fréquence des déversements de BPC au cours du transport d'équipements qui en contiennent. D'autres mesures visant à réduire les fuites et les déversements de BPC au cours de l'entreposage de ces produits ont également été mises en application.

8.3 Techniques de destruction

Environnement Canada étudie actuellement la possibilité d'appliquer un programme d'abandon progressif mais accéléré de l'équipement contenant des BPC (Dillon, 1984). La Commission d'étude des BPC (Commission d'étude, 1980) recommandait un tel programme dans son rapport de mars 1980 dans lequel elle admettait que l'attrition naturelle ne permettrait pas de résoudre dans un délai assez court le problème que posent les BPC pour l'environnement. Une telle stratégie est cependant basée sur la disponibilité de centres de destruction des BPC. Actuellement, il n'existe pas de centres qui soient autorisés à détruire les déchets contenant des teneurs élevées de BPC, au Canada, et les pays qui en possèdent n'acceptent pas d'importer des BPC pour destruction.

Diverses techniques pourraient assurer une destruction sûre et efficace des BPC. Certaines de ces techniques sont étudiées dans deux rapports de 1983 (Environnement Canada, 1983; Ackerman et coll., 1983); les organismes fédéraux et provinciaux étudient actuellement les dernières réalisations et les progrès accomplis dans ce domaine. Ces techniques comprennent l'incinération par four rotatif à foyers multiples qui convient pour les déchets solides et liquides, des procédés à plasma chimique, des procédés au sel fondu, à lit fluidisé et à arc de plasma, qui pour la plupart ne conviennent que pour les déchets liquides. Mentionnons également les procédés faisant appel à la pyrolyse qui possèdent à la fois l'efficacité de destruction et le débit nécessaires. Les conditions éprouvées pour la destruction efficace des BPC sont une température de l'ordre de 1200 °C, avec temps de contact de 2 à 5 secondes et un excès d'air ou d'oxygène approprié.

8.4 Règlements fédéraux applicables aux BPC

La première étape de la réglementation des BPC au Canada a été l'adoption, en 1978, du *Règlement n^{o} 1 sur les biphényles polychlorés*, promulgué en vertu de la *Loi sur les contaminants de l'environnement*. Ce Règlement restreignait l'utilisation des BPC aux systèmes hermétiques (principalement des équipements électriques) en place avant le 1er mars 1977. Toute utilisation de BPC à l'air libre était interdite. Ce Règlement autorisait toutefois l'utilisation de BPC dans la fabrication de condensateurs et de transformateurs.

Ce Règlement a été modifié en 1980 et seul l'équipement électrique en place contenant des BPC pouvait continuer à être utilisé; la fabrication de tout équipement contenant des BPC (y compris de l'équipement électrique) était dorénavant interdite de même que l'utilisation des BPC comme liquide de remplissage et d'appoint dans l'équipement existant. Depuis 1980 donc, aucun nouveau produit contenant des BPC n'a pu être

mis sur le marché au Canada. Les modifications apportées interdisaient aussi l'utilisation d'équipement contenant des BPC pour la manutention ou la production d'aliments destinés à l'homme ou aux animaux, ou d'additifs de quelque nature entrant dans ces aliments. Cet interdit visait à protéger la santé, vu le risque que des BPC soient incorporés aux aliments advenant une fuite ou un déversement accidentel au cours de la préparation des aliments.

Deux autres règlements restreignant l'usage des BPC sont entrés en vigueur en août 1985. Le *Règlement n^{o} 2 sur les biphényles polychlorés* (applicable aux produits) fixe à un maximum de 50 ppm (au poids), la teneur en BPC de tout produit (neuf ou usagé) mis en vente au Canada. Y sont soustraits l'équipement destiné à être dépollué des BPC ou stocké en attendant d'être détruit ainsi que l'équipement qui fait partie intégrante d'un bâtiment, d'une usine ou d'une structure. Ce Règlement est destiné à hâter l'élimination progressive de l'équipement contenant des BPC conformément à la recommandation de la Commission d'étude.

Le *Règlement n^{o} 3 sur les biphényles polychlorés* (applicable aux émissions) entré en vigueur le 1er août 1985 a pour but de réduire les émissions délibérées de BPC dans l'environnement. Ce Règlement fixe à: *1)* 50 ppm de BPC (au poids), la teneur maximale admissible des émissions provenant des activités commerciales, de fabrication ou de traitement et réduit la limite à 5 ppm pour les agents anti-poussières sur les routes non asphaltées; *2)* un gramme par jour, l'émission totale permise dans le cours des opérations normales, de l'entretien, de la maintenance, de la mise hors service, du transport ou de l'entreposage de l'équipement contenant des BPC.

Les règlements sur la manutention, la demande de transport et le transport des marchandises dangereuses afférents à la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*, sont entrés en vigueur le 1er juillet 1985. Ces règlements couvrent toutes les marchandises dangereuses et les déchets dangereux, y compris les BPC. Les exigences en matière de transport des BPC stipulent que les BPC ou l'équipement contenant des BPC doivent être confinés dans un conteneur rigide et étanche pour le transport, et que les articles de grandes dimensions (comme les transformateurs) qui ne peuvent être transportés dans des conteneurs de cette sorte doivent avoir été préalablement débarrassés des BPC. Tous les récipients ou équipements doivent être assujettis au véhicule de transport; cette instruction s'applique aux équipements contenant des BPC à une concentration supérieure à 50 ppm au poids. Les règlements précisent également la marche à suivre et les exigences relatives au marquage, à l'identification, à la classification, à l'emballage, à la manutention et à l'inspection au cours du transport. Ils rendent obligatoires les connaissements pour tout déplacement interprovincial ou international de

BPC et prescrivent ce qu'il faut faire en cas d'accidents ou de déversements accidentels de déchets dangereux au cours du transport. Nous espérons que cette dernière exigence permettra d'améliorer l'efficience et l'efficacité des secours et du nettoyage en cas de déversement. Des programmes de formation sont en cours d'élaboration pour l'industrie du transport et les inspecteurs. Il reste maintenant à voir si ces exigences strictes en matière de transport des BPC contribueront à réduire le nombre et l'importance des déversements de BPC au Canada.

Il existe d'autres règlements et directives relativement à l'utilisation des BPC au Canada et ailleurs dans le monde. Le tableau 20 rend possible les comparaisons.

TABLEAU 20 RECOMMANDATIONS, DIRECTIVES ETC., APPLICABLES AUX TENEURS LIMITES EN BPC

	Région	Teneur
Air ambiant	Ontario	35 ng/m^3 - moy. ann. 150 ng/m^3 - moy. pour 24 h 450 ng/m^3 - moy. pour 0,5 h
	État de New York	1,0 µg/m^3 (max. pour une courte durée)
en milieu de travail	Canada	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (pour 8 h); 1 mg/m^3 (pour 15 mn)
	Colombie-Britannique	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (pour 8 h); 1 mg/m^3 (pour 15 mn)
	Alberta	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (pour 8 h); 1 mg/m^3 (pour 15 mn)
	Québec	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn)
	Nouveau-Brunswick	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (pour 8 h); 1 mg/m^3 (pour 15 mn)
	Terre-Neuve	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (pour 8 h); 1 mg/m^3 (pour 15 mn)
	Ontario	0,05 mg/m^3 (intérieur - moy. pour sem. de 40 h) 450 ng/m^3 (extérieur - moy. max. pour 0,5 h pour les installations de destruction)
	US-ACGIH	42 % de Cl 1 mg/m^3 (pour 8 h); 2 mg/m^3 (pour 15 mn) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (pour 8 h); 1 mg/m^3 (pour 15 mn)
	US-NIOSH	1 µg/m^3 (moy. pour sem. de 40 h)
	République fédérale allemande	42 % de Cl 1 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	République démocratique d'Allemagne	1,0 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	Suède	0,5 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	Australie	1,0 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	Tchécoslovaquie	42 % de Cl 1,0 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	Roumanie	42 % de Cl 1,0 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	Finlande	42 % de Cl 1,0 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée) 54 % de Cl 0,5 mg/m^3 (moy. de 8 h présumée)
	Japon	1,0 mg/m^3 à 25 °C et 1 atm. (moy. de 8 h présumée)

TABLEAU 20 (suite)

	Région	Teneur
Eau		
de surface	Manitoba	0,002 µg/l
	Ontario	0,001 µg/l
	Québec	0,001 µg/l
	Grands Lacs - CMI	0,001 µg/l
	US-EPA	0,00079 µg/l (incidence de cancer $1:10^5$) 0,000079 µg/l (incidence de cancer $1:10^6$) 0,0000079 µg/l (incidence de cancer $1:10^7$)
	US-EPA	0,014 µg/l (eau douce)
	US-EPA	0,03 µg/l (eau salée)
plans d'eau recréatifs	Québec	0,1 µg/l
de boisson	Saskatchewan	De préférence non décelable (3 µg/l au maximum)
	Ontario	3 µg/l (max.)
	Québec	0,1 µg/l (norme recommandée)
	Nouvelle-Écosse	3 µg/l (max.)
	US-EPA	0,125 mg/l (un jour sans effet observé) 0,0125 mg/l (10 jours sans effet observé)
	US-NAS	0,35 mg/l (un jour sans effet observé) 0,05 mg/l (10 jours sans effet observé)
Sédiments		
matériaux de dragage max. pour rejets au large	Ontario Grands Lacs	0,05 mg/kg
	Québec	0,1 mg/kg
	Canada	1 mg/kg
	Hollande, Norvège, Suède	1 mg/kg
Sol		
considéré pollué	Québec	5 ppm
niveau visé pour le nettoyage	Saskatchewan	5 ppm
Contamination en surface		
niveau visé pour le nettoyage	Québec	2,5 mg/cm^2 (Aroclor 1242) 1,25 mg/cm^2 (Aroclor 1254, 1260)
Déchets solides		
boues (max. pour épandage sur terres agricoles)	US-FDA	10 mg/kg (ppm - poids sec)
considérés dangereux	Canada	> 50 ppm
	Québec (décontamination ou destruction)	> 50 ppm ou > 0,01 mg/l dans le lessivat
	Décharge contrôlée	⩽ 15 ppm ou ⩽ 0,005 mg/l dans le lessivat
	Décharge sécuritaire	> 15 à 50 ppm ou 0,005 à 0,01 mg/l dans le lessivat
Déchets liquides		
dangereux	Canada	50 ppm
	Québec	0,3 ppm
effluents	Canada	50 ppm
	Ontario	5 µg/l (unités mobiles de destruction)

TABLEAU 20 (suite)

	Région	Teneur
Déchets liquides (suite)		
huile usée épandue sur les routes	Canada	5 ppm (max.)
	Québec	0 ppm
fuites durant le stockage	Canada	1 g/j/pièce d'équipement
Aliments - teneurs admissibles		
poisson	Canada	2 mg/kg (partie comestible)
lait/produits laitiers	Canada	0,2 mg/kg (matières grasses)
volaille	Canada	0,5 mg/kg (matières grasses)
oeufs	Canada	0,1 mg/kg (entier sans coquille)
boeuf	Canada	0,2 mg/kg (matières grasses)
ingrédients d'aliments pour animaux	Canada	2,0 mg/kg (huile de poisson)
lait/produits laitiers	US-FDA	1,5 mg/kg (matières grasses)
volaille	US-FDA	3,0 mg/kg (matières grasses)
viande rouge	US-FDA	3,0 mg/kg
oeufs	US-FDA	0,3 mg/kg
poissons, crustacés	US-FDA	2 mg/kg (partie comestible)
aliments pour bébés et jeunes enfants	US-FDA	0,2 mg/kg
ingrédients d'aliments pour animaux	US-FDA	2,0 mg/kg
aliments préparés pour animaux	US-FDA	0,2 mg/kg
papier d'emballage de produits alimentaires	US-FDA	10 mg/kg
Dose journalière admissible		
	Canada	1 µg/kg/j
	US-EPA	3,0 µg/kg/j[a] 0,3 µg/kg/j[b]
	US-FDA	3,0 µg/kg/j[c] 2,5 µg/kg/j[d] 20 µg/kg/j (50 j)[e] 1,0 µg/kg/j (22 mois)[e]

[a] D'après des études faites chez le rat; avec un facteur de sécurité de 100.
[b] D'après des études faites chez le rat; avec un facteur de sécurité de 1000.
[c] D'après des études faites chez le rat.
[d] D'après des études faites chez le chien.
[e] D'après l'intoxication au Yusho; calculée d'après une exposition totale moyenne de 2000 mg/adulte; étant donné qu'il y avait également des dioxines, des furannes et des tétraphényles, il est impossible d'évaluer une teneur sans effet observé pour les BPC seulement à l'aide des données rattachées à cette intoxication.

RÉFÉRENCES

Ackerman, D.G., L.L. Scinto, P.S. Bakshi, R.G. Delumyea, R.J. Johnson, G. Richard, A.M. Takata et E.M Sworzyn. *Destruction and disposal of PCBs by thermal and non-thermal methods.* Noyes Data Corp., New Jersey (1983).

Addison, R.F. et P.F. Brodie. "Organochlorine residues in maternal blubber, milk and pup blubber from Grey seals (*Halichoerus grypus*) from Sable Island, Nova Scotia". *J. Fish. Res. Board Can., 34:* 937-941 (1977).

Addison, R.F., P.F. Brodie, M.E. Zinck et D.E. Sergeant. "DDT has declined more than PCBs in eastern Canadian seals during the 1970s". *Envir. Sci. & Tech., 18:* 935-937 (1984).

Addison, R.F., M.E. Zinck et D.E. Willis. "Induction of hepatic mixed-function oxidase activity in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) by Aroclor 1254 and some aromatic hydrocarbon PCB replacements". *Toxic. Appl. Pharm., 63:* 162-172 (1982).

Ahmed, T., G.H. Arscott et I.J. Tinsley. "Effect of chlorinated hydrocarbons on reproductive performance of adult White leghorn male chickens". *Poult. Sci., 57:* 1594-1598 (1978).

Allen, J.R., D.A. Barsotti et L.A. Carstens. "Residual effects of polychlorinated biphenyls on adult nonhuman primates and their offspring". *J. toxic Envir. Health., 6:* 55-66 (1980).

Alvares, A.P., A. Fishbein, K.E. Anderson et A. Kappas. "Alterations in drug metabolism in workers exposed to polychlorinated biphenyls". *Clin. Pharm. Therap., 22:* 140-146 (1977).

Andren, A.W. "Processes determining the flux of PCBs across air/water interfaces". Dans *Physical behaviour of PCBs in the Great Lakes.* D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich et M.S. Simmons (eds.), Ann Arbor Press (1983).

Barros, M.C., H. Konemann et R. Visser (eds.). *Proceedings of the PCB Seminar* tenu à Scheveningen, Hollande, sept. 1983. Organisation de coopération et de développement économiques, Paris (1984).

Barsotti, D.A., R.J. Marlar et J.R. Allen. "Reproductive dysfunction in rhesus monkeys exposed to low levels of polychlorinated biphenyls". *Food & Cosmet. Toxic., 14:* 99-103 (1976).

Beak. *Toxic substances in winter snowpack in the Great Lakes region.* Rapport d'une étude spéciale commandée par l'Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, contrat n^{o} OSS77-00153 (1979).

Beak. "Report of analysis of contaminants in the Baie des Chaleurs - Phase II". Rapport au Service de la protection de l'environnement, région du Québec, Environnement Canada, Contrat DSS n^{o} OSD79-00039 (1980).

Bertazzi, P.A., C. Zocchetti, S. Guercilena, M.D. Foglia, A. Pesatori et L. Riboldi. "Mortality study of male and female workers exposed to PCBS". *Int. Symp. Prevent. Occup. Cancer.* Helsinki. 242-248 (1981).

Biggs, D.C., R.G. Rowland, H.B. O'Connors, J^{r}, C.D. Powers et C.F. Wurster. "A comparison of chlordane and PCB on the growth, photosynthesis, and cell size of estuarine phytoplankton". *Envir. Poll., 15:* 253-263 (1978).

Biocca, M., B.N. Gupta, K. Chae, J.D. McKinney et J.A. Moore. "Toxicity of selected symetrical hexachlorobiphenyl isomers in the mouse". *Toxic. Appl. Pharm., 58:* 461-474 (1981).

Bird, D.M., P.H. Tucker, G.A. Fox et P.C. Lague. "Synergistic effects of Aroclor 1254 and Mirex on the semen characteristics of American kestrels". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 12:* 633-640 (1983).

Birge, W.J., J.A. Black et D.M. Bruser. *Toxicity of organic chemicals to embryolarval stages of fish.* U.S. Environmental Protection Agency EPA 560/11-79-007 (NTIS PB80-101637) (1979).

Bleavins, M.R., R.J. Auerlich et R.K. Ringer. "Polychlorinated biphenyls (Aroclor 1016 and 1242): Effects on survival and reproduction in mink and ferrets". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 9:* 627-635 (1980).

Bowes, G.W. et C.J. Jonkel. "Presence and distribution of polychlorinated biphenyls (PCB) in arctic and subarctic marine food chains". *J. Fish. Res. Board Can., 32:* 2111-2123 (1975).

Brooksbank, P.L. *Le réseau canadien d'échantillonnage des composés organiques des précipitations.* Bulletin technique nº 129, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1980).

Brown, D.P. et M. Jones. "Mortality and industrial hygiene study of workers exposed to polychlorinated biphenyls". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 36:* 120-129 (1981).

Brun, G.L. "Data summary report for trace organics in precipitation for 1980-81; Kejimkujik Park, N.S. and Ellerslie, P.E.I.". Rapport interne, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1982).

Brun, G.L. "Data summary report for trace organic contaminants in precipitation collected at Kejimkujik National Park, N.S. and Ellerslie, P.E.I. during 1982". Rapport IWD-AR-WQB-83-44), Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1983).

Brun, G.L. 1984. "Data summary report for trace organic contaminants in precipitation collected at Kejimkujik National Park, N.S. and Ellerslie, P.E.I. during 1983". Rapport IWD-AR-WQB-84-63, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1984).

Brun, G.L. et H.S. Bailey. "A PCB survey of winter snowpack in Prince Edward Island: 1981-82". Rapport IWD-AR-WQB-84-54, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1983).

Buckley, E.H. "Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage". *Science, 216:* 520-522 (1982).

Bunce, N.J., Y. Kumar et B.G. Brownlee. "An assessment of the impact of solar degradation of polychlorinated biphenyls in the aquatic environment". *Chemosphere, 2:* 155-164 (1978).

Buxton, G.V., D.B.W. Robinson et M.F. Millson. "The PCP problem: A background paper for policy consideration". Rapport EPS-7-72-1 (1972).

Carlson R.W. et R.T. Duby. "Embryotoxic effects of three PCBs in the chicken". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 9:* 261-264 (1973).

Cecil, H.C., J. Bitman, K.J. Lillie, G.F. Fries et J. Verrett. "Embryotoxic and teratogenic effects in unhatched fertile eggs from hens fed polychlorinated biphenyls (PCBs)". *Bull. Environ. Cont. Toxic., 11:* 489-495 (1974).

Chang, K.J. F.J. Lou, T.C. Tung et T.P. Lee. "Studies on patients with polychlorinated biphenyl poisoning. 2. Determination of urinary coproporphyrin, uroporphyrin, d-aminolevulinic acid and porphobilinogen". *Res. Comm. Chem. Path. & Pharm., 30:* 547-553 (1980).

Chapdelaine, G. et P. Laporte. *Population, reproductive success, and analysis of contaminants in razorbills* (Alca torda) *in the estuary unit and Gulf of St. Lawrence, Quebec.* Service canadien de la faune (Région du Québec), Environnement Canada, rapport d'étape nº 129 (1982).

Chase, K.H., O. Wong, D. Thomas, B.W. Berney et R.K. Simon. "Clinical and metabolic abnormalities associated with occupational exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs)". *J. Occupat. Med., 24:* 109-114 (1982).

Chen, P.H., J.M. Gaw, C.K. Wong et C.J. Chen. "Levels and gas chromatographic patterns of polychlorinated biphenyls in blood of patients after PCB poisoning in Taiwan". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 25:* 325-329 (1980).

Chovelon, A., L. George, C. Gulayets, Y. Hoyano, E. McGuiness, J. Moore, S. Ramamoorthy, Sub. Ramamoorthy, P. Singer, K. Smiley et A. Wheatley. "Pesticide and PCB levels in fish from Alberta (Canada)". *Chemosphere., 13:* 19-32 (1984).

Collins, W.T. et C.C. Capen. "Ultrastructural and functional alterations of the rat thyroid gland produced by polychlorinated biphenyls compared with iodine excess and deficiency and thyrotropin and thyroxine administration". *Virchows Arch. B. Cell. Path., 33:* 213-321 (1980).

Commission d'étude des BPC. *Rapport de la Commission d'étude des BPC établie conformément à la* Loi sur les contaminants de l'environnement, 133 pages (1980).

Commission mixte internationale (CMI). *Report on Great Lakes Water Quality.* Appendix: Great Lakes Surveillance. (1983).

Commission mixte internationale (CMI). *Report on Great Lakes Water Quality.* Appendix A: Areas of concern in the Great Lakes basin: 1983 Update of class "A" areas. Bureau de la qualité de l'eau des Grands Lacs (1984).

Commission mixte internationale (CMI). *Great Lakes Water Quality 1974.* Annexe A: Rapport du sous-comité des objectifs de qualité de l'eau (1975).

Conner, A.J. "The differential sensitivity of phytoplankton to polychlorinated biphenyls when cultured heterotrophically and phototrophically". *Envir. Exper. Bot., 21:* 241-247 (1981).

Cooley, N.R., J.W. Keltner Jr et J. Forester. "Mirex and Aroclor 1254: Effect on and accumulation by *Tetrahymena pyriformis* Strain W". *J. Protozool., 19:* 636-638 (1972).

Corneliussen, P.E. "Pesticide residues in total diet samples (VI)." *Pest. Mon. J., 5:* 313-330 (1972).

Couillard, D. "Géologie et géochimie du fleuve, de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent (Canada)". *Can. J. Earth Sci., 19:* 1492-1506 (1982a).

Couillard, D. "Évaluation des teneurs en composés organochlorés dans le fleuve, l'estuaire et le golfe Saint-Laurent, Canada". *Envir. Poll., B3:* 239-270 (1982b).

Cutkomp, L.K., H.H. Yap, D. Desaiah et R.B. Koch. "The sensitivity of fish ATPases to polychlorinated biphenyls". *Envir. Health Persp., 1:* 165 -168 (1972).

Dahlgren, R.B. et R.L. Linder. "Effects of polychlorinated biphenyls on pheasant reproduction, behaviour and survival". *J. Wildlife Manag., 35:* 315-319 (1971).

DeFoe, D.L., G.D. Veith et R.W. Carlson. "Effects of Aroclor 1248 and 1260 on the fathead minnow (*Pimephales promelas*)". *J. Fish Res. Board Can., 35:* 997-1002 (1978).

Desaiah, D., L.K. Cutkomp, H.H. Yap et R.B. Koch. "Inhibition of oligomycin-sensitive and insensitive magnesium adenosine triphophate activity in fish by polychlorinated biphenyls". *Biochem. Pharm., 21:* 857-865 (1972).

Dieter, M.P. "Plasma enzyme activities in Coturnix quail fed graded doses of DDE, polychlorinated biphenyl, Malathion and mercuric chloride". *Toxic. Appl. Pharm., 27:* 86-98 (1974).

Dillon, M.M. (Ltd.). *Development of a national strategy for the phase-out of chlorobiphenyls from use in Canada: Stage 2.* Rapport préparé pour le Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada (1984).

D'Itri, F.M. et M.A. Kamrin (eds.). *PCBS: Human and Environmental Hazards.* Butterworth Press (1983).

Doskey, P.V. et A.W. Andren. "Modeling the flux of atmospheric polychlorinated biphenyls across the air/water interface". *Envir. Sci. Technol., 15:* 705-711 (1981).

Dougherty, R.C., M.J. Whitaker, S. Tang, R. Bottcher, M. Keller et D.W. Kuehl. "Sperm density and toxic substances: A potential key to environmental health hazards". Dans *Environmental Health Chemistry,* p. 263-278, J.D. McKinney (eds.), Ann Arbor Science Press (1980).

Duke, T.W., J.I. Lowe et A.J. Wilson Jr. "A polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) in the water, sediment and biota of Escambia Bay, Florida". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 5:* 171-180 (1970).

Durham, R.W. et B.G. Oliver. "History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis". *J. Great Lakes Res., 9:* 160-168 (1983).

Eisenreich, S.J., B.B. Looney et J.D. Thornton. *Assessment of airborne organic contaminants in the Great Lakes Ecosystem.* Rapport du Science Advisory Board à la Commission mixte internationale, Annexe: rapports de base (1980).

Eisenreich, S.J., B.B. Looney et J.D. Thornton. "Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem". *Envir. Sci. & Tech., 51:* 30-38 (1981).

Eisenreich, S.J. et T.C. Johnson. "PCBs in the Great Lakes: Sources, sinks, burdens". Dans *PCBs: Human and Environmental Hazards,* p. 49-76, F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1983).

Environnement Canada. *Les biphényles polychlorés dans les effluents industriels au Canada.* Rapport EPS 3-WP-81-1, Direction générale de la lutte contre la pollution des eaux, 21 p. (1981).

Environnement Canada. *Techniques de destruction des polychlorobiphényles (BPC),* Rapport EPS-3-WP-1, Service de la protection de l'environnement (1981).

Environnement Canada. *Inventaire national des liquides à forte teneur en BPC (askarels). Mise à jour du sommaire 1985.* Rapport EPS-5-HA-4, Conservation et Protection (1985).

EPA. *Microeconomic impacts of the proposed "PBC Ban Regulations".* Rapport à l'U.S. Environmental Protection Agency par R. Westin, L. Forte, D. Berkey et B. Woodcock. EPA 560/6-77-035 (1977).

EPA. *Ambient water quality criteria for polychlorinated biphenyls.* U.S. Environmental Protection Agency EPA 440/5-80-068 (1980).

Fein, G.G., J.L. Jacobson, S.W. Jacobson, P.M. Schwartz et J.K. Dowler. "Prenatal exposure to polychlorinated biphenyls: Effects on birth size and gestational age". *J. Pediatrics., 105:* 315-320 (1984).

Fischbein, A., M.S. Wolff, R. Lilis, J. Thornton et I.J. Selikoff. "Clinical findings among PCB exposed capacitor manufacturing workers". *Ann. N. Y. Acad. Sci., 320:* 703-715 (1979).

Fisher, N.S. et C.F. Wurster. "Individual and combined effects of temperature and polychlorinated biphenyls on the growth of three species of phytoplankton". *Envir. Poll., 5:* 205-212 (1973).

Frank, R., E.H. Smith, H.E. Braun, M. Holdrinet et J.W. McWade. "Organochlorine insecticides and industrial pollutants in the milk supply of the southern region of Ontario, Canada". *J. Milk Food Tech., 38:* 65-72 (1975).

Frank, R., H.E. Braun, M. Holdrinet, G.J. Sirons, E.H. Smith et D.W. Dixon. "Organochlorine insecticides and industrial pollutants in the milk supply of southern Ontario, Canada-1977". *J. Food Prot., 42:* 31-37 (1979).

Frank, R., R.L. Thomas, M. Holdrinet, R.K. McMillan, H.E. Braun et R. Dawson. "Organochlorine residues in suspended solids collected from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes. 1974-1977". *J. Great Lakes Res., 7:* 363-381 (1981).

Frank, R., H.E. Braun et G. Flemming. "Organochlorine and organophosphorus residues in fat of bovine and porcine carcasses marketed in Ontario, Canada from 1968 to 1971". *J. Food Prot., 46:* 893-900 (1983).

Frank, R., H.E. Braun, G.J. Sirons, J. Rasper et G.G. Ward. "Organochlorine and organophosphorus insecticides and industrial pollution in the milk supplies of Ontario-1983". *J. Food Prot., 48:* 499-504 (1985a).

Frank, R., J. Rasper, H.E. Braun et G. Ashton. "Disappearance of organochlorine residues from abdominal and egg fats of chickens, Ontario, Canada, 1969-1982". *J. Assoc. Off. Anal. Chem., 68:* 124-129 (1985b).

Freeman, H.C., G. Sangalang et B. Flemming. "The sublethal effects of a polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) diet on the Atlantic cod (*Gadhus morhua*)." *Sci. Total Envir., 24:* 1-11 (1982).

Fries, G.F. et G.S. Marrow. "Chlorobiphenyl movement from soil to soybean plants". *J. Agr. Food Chem., 29:* 757-759 (1981).

Furukawa, K., N. Tomizuka et A. Kamibayashi. "Effect of chlorine substitution on the bacterial metabolism of various chlorinated biphenyls". *Appl. & Envir. Microb., 38:* 301-310 (1979).

Gaffey, W.R. "The epidemiology of PCBs". Dans *PCBs: Human and Environmental Hazards*, p. 279-298, F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1983).

Garrett, C.L. *An overview of PCBs and their current status in British Columbia.* Environnement Canada, Rapport 83-16, Service de la protection de l'environnement, Région du Yukon et du Pacifique (1983).

Gartrell, M.J., J.C. Craun, D.S. Podrebarac et E.L. Gunderson. "Pesticides, selected elements, and other chemicals in adult total diet samples, octobre 1978-septembre 1979". *J. Ass. Off. Anal. Chem., 68:* 862-875 (1985).

Gaskin, D.E., R. Frank et M. Holdrinet. "Polychlorinated biphenyls in Harbour Porpoises *Phoconea phoconea* (L.) from the Bay of Fundy, Canada and adjacent waters, with some information on chlordane and hexachlorobenzene levels". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 12:* 211-219 (1983).

Gaskin, D.E., M. Holdrinet et R. Frank. "Organochlorine residues in Shearwaters from the approaches to the Bay of Fundy, Canada". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 7:* 505-513 (1978).

Gellert, R.J. "Uterotrophic activity of polychlorinated biphenyls (PCB) and induction of precocious reproductive aging in neonatally treated female rats". *Envir. Res., 16:* 123-130 (1978).

Goulet, M. et D. Laliberté. *BPC: Contamination du milieu aquatique au Québec méridional.* Ministère de l'Environnement (1982).

Green, S., J.V. Carr, K.A. Palmer et E.J. Oswald. "Lack of cytogenic effects in bone marrow and spermatogonial cells in rats treated with polychlorinated biphenyls (Aroclors 1242 and 1254)". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 13:* 14-22 (1975).

Groupe de travail sur les BPC. *Background to the Regulation of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Canada.* Rapport technique n^{o} 76-1 du Groupe de travail sur les PCB au Comité des contaminants d'Environnement Canada et de Santé et Bien-être social Canada (1er avril 1976).

Hacking, M.A., J. Budd et K. Hodson. "The ultrastructure of the liver of the rainbow trout: Normal structure and modifications after chronic administration of a polychlorinated biphenyl Aroclor 1254". *Can. J. Zool., 56:* 477-491 (1977).

Halfon, E. "Uncertainty in modeling the environmental fate of mirex in Lake Ontario". Dans *General Survey of Systems Methodology.* ed. V. Troncale. Soc. General Syst. Res.: 555-558 (1982).

Hansen, D.J. "Aroclor 1254: Effect on composition of developing estuarine animal communities in the laboratory". *Contrib. Marine Sci., 18:* 19-33 (1974).

Hansen, D.J., S.C. Schimmel et J. Forester. "Aroclor 1254 in eggs in sheepshead minnows: Effect on fertilization success and survival of embryos and fry. *Proc. 27th Confer., S.E. Assoc. Game Fish. Comm.,* 805-812 (1973).

Hansen, D.J., S.C. Schimmel et E. Matthew. "Avoidance of Aroclor 1254 by shrimp and fishes". *Bull. Envir., Cont. Toxic., 12:* 253-256 (1974).

Hara, I., A. Harada, S. Kimura, T. Endo, et K. Kwano. "Follow-up study of condenser factory after use of PCB discontinued. Part III". *Jap. J. Ind. Health., 17:* 371-372 (1975).

Harada, M. "Intrauterine poisoning. Clinical and epidemiological studies and significance of the problem". *Bull. Inst. Const. Med., 25:* 1-69 (1976) (cité dans Jacobson et coll., 1983).

Harding J^{r}, L.W. "Polychlorinated biphenyl inhibition of marine phytoplankton photosynthesis in the northern Adriatic Sea". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 16:* 559-566 (1976).

Harding J^{r}, L.W. et J.H. Phillips J^{r}. "Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on marine phytoplankton photosynthesis and cell division". *Marine Biol., 49:* 93-102 (1978).

Hasegawa, H., M. Sato et H. Tsuruta. *Report on survey of work area environment where PCB is handled and on the health of workers handling PCB: Special report on prevention of environmental pollution by PCB-like substances.* Japan Research Coordination Bureau, Science and Technology Agency, p. 144-199 (1972).

Higuchi, K. (ed.) *PCB Poisoning and Pollution.* Academic Press (1976).

Hogan, J.W. et J.E. Brauhn. "Abnormal rainbow trout fry from eggs containing high residues of a PCB (Aroclor 1242)". *Prog. Fish. Cult., 37:* 229-230 (1975).

Holtz, A. et M.A. Sharpe. *Central arctic DEW line site inspection: July 18-25.* Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Région de l'Ouest et du Nord (1984).

Hoopingarner, R., A. Samuel et D. Krause. "Polychlorinated biphenyl interactions with tissue culture cells." *Envir. Health Persp., 1: 155-158* (1972).

Hornshaw, T.C., R.J. Auerlich et H.E. Johnson. "Feeding Great Lakes fish to mink: Effects on mink and accumulation and elimination of PCBs by mink". *J. Toxic. Envir. Health., 11:* 933-946 (1983).

Hutzinger, O., S. Safe et V. Zitko. *The Chemistry of PCBs.* CRC Press. (1974). Agence internationale pour la recherche sur le cancer. "Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans". Vol. 18. Polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls (1978).

Inoue, K., T. Shibata, Y. Oda, Y. Hanamo, H. Yamamoto, T. Niihara et M. Kunita. "Sister chromatid exchanges in Chinese hamster cells exposed to polychlorinated biphenyls (PCB) and polychlorodibenzofurans (PCDFs)". *Osaka-furitsu Koshu Eisei Kenkyusho Kenkyu Hokoku, Shokuhin Eisei Hen., 9:* 165-171 (*Chem. Abs., 91:* 187593q) (1979).

Institut sur les Grands Lacs. Rapport intérimaire présenté à Environnement Canada par R. Ondrejicka, Université de Windsor, Centre canadien des eaux intérieures (1985).

Ito, N., H. Nagasaki, S. Makiura et M. Arai. "Histopathological studies on liver tumorigenesis in rats treated with polychlorinated biphenyls". *Gann., 65: 545-547* (1974).

Iverson, F., J. Truelove et S.L. Hierlihy. "Hepatic microsomal enzyme induction by Aroclors 1248 and 1254 in Cynomolgus monkeys". *Food & Cosmet. Toxic., 20:* 307-310 (1982).

Iwata, Y. et F.A. Gunther. "Translocation of the polychlorinated biphenyl Aroclor 1254 from soil into carrots under field conditions". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 4:* 44-59 (1976).

Jacobson, J.L., S.W. Jacobson, G.G. Fein, P.M. Schwartz et J.K. Dowler. "Prenatal exposure to an environmental toxic: A test of the multiple effects model". *Develop. Psychol., 20:* 523-532 (1984).

Jacobson, S.W., J.L. Jacobson, P.M. Schwartz et G.G. Fein. "Intrauterine exposure of human newborns to PCBs: Measures of exposure". Dans *PCBs: Human and Environmental Hazards,* p. 311-344. F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1983).

Jensen, A.A. "Chemical contaminants in human milk". *Res. Rev., 89:* 1-128 (1983).

Jensen, A.A. "PCB in human milk: An overview". Dans *Proceedings of the PCB Seminar,* p. 81-98. M.C. Barros, H. Koenmann and R. Visser (eds.) (1984).

Karickloff, S.W. "Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils". *Chemosphere, 10:* 833-846 (1981).

Kashimoto, T., H. Miyata, S. Kunita, T. Tung, S. Hsn, K, Chang, S. Tang, G. Ohi, J. Nakagawa et S. Yamamoto. "Role of polychlorinated dibenzofuran in Yusho (PCB poisoning)". *Arch. Envir. Health., 36:* 321-326 (1981).

Kauss, P.B. "Studies of trace contaminants, nutrient and bacteria in the Niagara River". *Jour. Great Lakes Res., 9:* 249-273 (1983).

Kaza, L., M.A. Weinberger, D.E. Hinton, B.F. Trump, C. Patel, L. Friedman et L.H. Garthoff. "Comparative toxicity of polychlorinated biphenyl and polybrominated

biphenyl in the rat liver: Light and electron microscopic alterations after subacute dietary exposure". *J. Envir. Pathol. Toxic., 1:* 241-257 (1978).

Khalil, M. et M. Arnac. "Le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Revue des principaux travaux d'océanographie chimique". *Rev. Intern. Océanog. Méd., 39-40:* 153-170 (1975).

Kimbrough, R.D. et R.E. Linder. "Induction of adenofibrosis and hepatomas of the liver in BALB/CJ mice by chlorinated biphenyls (Aroclor 1254)". *J. National Cancer Inst., 53:* 547-552 (1974).

Kitamura, T., T. Tsukamoto, K. Sumino, K. Hayakawa, T. Shibata et I. Hirano. "PCBs in blood of workers employed in an electrical parts manufacturing plant". *Jap. J. Ind. Health, 15:* 539 (1973).

Kleppel, G.S. et J.J.A. McLaughlin. "PCB toxicity to phytoplankton: Effects of dose and density-dependent recovery responses". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 24:* 696-703 (1980).

Kotzias, D., H. Geyer, R. Viswanathan, A. Kraus, D. Freitag, W. Klein et F. Korte. "An approach to the ecotoxicological evaluation of environmental chemicals". *Toxicol. Aspects., 9:* 257-267 (1980).

Kuntz, K.W. et N.D. Warry. "Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River". *Jour. Great Lakes Res., 9:* 241-248 (1983).

Kuratsune, M. et R.E. Shapiro (eds.) *PCB Poisoning in Japan and Taiwan,* 155 p. A.R. Liss Press (1984).

Kuratsune, M., T. Yoshimura, J. Matsuzaka et A. Yamaguchi. "Epidemiologic study on Yusho, a poisoning caused by ingestion of rice oil contaminated with a commercial brand of polychlorinated biphenyls". *Envir. Health Persp., 1:* 119-128 (1972).

Laake, M. "Environmental effects of polychlorinated biphenyls (PCBs)". Dans *Proceedings of the PCB Seminar,* p. 119-128. M.C. Barros, H. Konemann et R. Visser (eds.), (1984).

Laporte, P. "Organochlorine residues and eggshell measurements of Great Blue Heron eggs from Quebec". *Colonial Waterbirds, 5:* 95-103 (1982).

Lassiter, R.R., G.L. Baughman et L.A. Burns. "Fate of toxic organic substances in the environment". Dans *State-of-the-Art in Ecological Modeling.* Vol. 7, p. 219-246, Inter. Soc. Ecol. Model (1979).

Lawrence, J. et H.M. Tosine. "Polychlorinated biphenyl concentrations in sewage and sludges of some waste treatment plants in southern Ontario". *Bull. Env. Cont. Tox., 17:* 49-56 (1977).

Leatherland, J.F. et R.A. Sonstegard. "Effect of dietary Mirex and PCB (Aroclor 1254) on thyroid activity and lipid reserves in rainbow trout *Salmo gairdneri* Richardson". *J. Fish Dis., 2:* 43-48 (1979).

LeBel, G.L. et D.T. Williams. "Determination of low ng/l levels of polychlorinated biphenyls in drinking water by extraction with macroreticular resin and analysis using a capillary column". *Bull. Envir. Cont. toxic., 24:* 397-403 (1980).

Lillie, R.J., H.C. Cecil, J. Bitman et G.F. Fries. "Differences in response of caged white leghorn layers to various polychlorinated biphenyls (PCBs) in the diet". *Poult. Sci., 53:* 726-732 (1974).

Liu, D. "Enhancement of PCBs biodegradation by sodium ligninsulfate". *Water Research., 14:* 1467-1475 (1980).

Liu, D. "Assessment of continuous biodegradation of commercial PCB formulations". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 29:* 200-207 (1982).

Luard, E.J. "Sensitivity of *Dunaliella* and *Scenedesmus* (Chlorophyceae) to chlorinated hydrocarbons". *Phycologia., 12:* 29-33 (1973).

Lyman, W.J., W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt. *Handbook of chemical property estimation methods: Environmental behaviour of organic compounds.* McGraw-Hill (1982).

Mackay, D. et S. Paterson. *Fugacity models for predicting environmental behaviour of chemicals.* Rapport à Environnement Canada, contrat OSU-81-00163 (1982).

Mackay, D., W.Y. Shiu, J. Billington et G.L. Huang. "Physical chemical properties and behaviour of PCBs". Dans *Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes,* p. 59-69. D. Mackay, S. Paterson, S. Eisenreich et M.S. Simmons (eds.) (1983).

Marks, T.A., G.L. Kimmel et R.E. Staples. "Influence of symetrical polychlorinated biphenyl isomers on embryo and fetal development in mice. I. Teratogenicity of 3,3', 4,4', 5,5'-hexachlorobiphenyl". *Toxic. Appl. Pharm., 61:* 269-276 (1981).

Maroni, M., A. Colombi, G. Arbosti, S. Cantoni et V. Foa. "Occupational exposure to polychlorinated biphenyls in electrical workers. II. Health effects". *Brit. J. Indust. Med., 38:* 55-60 (1981).

Marselek, J. et H.O. Schroeter. "Loadings of selected toxic substances in urban runoff in the Canadian Great Lakes basin". Rapport inédit, Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada (1984).

Martin, G.B. et C. Gosselin. "Organochlorinated residues in wastewaters before and after treatment". *J. Envir. Sci. Health., A13:* 1-11 (1978).

Masse, R., F. Messier, L. Peloquin, C. Ayotte et M. Sylvestre. "Microbial degradation of 4-chlorobiphenyl, a model compound of chlorinated biphenyls". *Appl. & Envir. Microb., 47:* 947-951 (1984).

Masuda, Y., R. Kagawa, B. Kuroki, S. Tokudome et M. Kuratsune. "Transfer of various polychlorinated biphenyls to the fetuses of offspring of mice". *Food & Cosmet. Toxic., 17:* 623-627 (1979).

Mauck, W.L., P.M. Mehrle et F.L. Mayer. "Effects of the polychlorinated biphenyl Aroclor 1254 on growth, survival, and bone development in brook trout (*Salvelinus fontinalis*)". *J. Fish Res. Board Can., 35:* 1084-1088 (1978).

Mayer, F.L., P.M. Mehrle et H.O. Sanders. "Residue dynamics and biological effects of polychlorinated biphenyls in aquatic organisms". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 5:* 501-512 (1977).

McCrea, R.C., J.D. Fischer et K.W. Kantz. "Distribution of organochlorine pesticides and PCBs between aqueous and suspended sediment phases in the Lower Great Lakes region". *Wat. Poll. Res. J. Canada, 20:* 67-78 (1985).

McCrea, R.C., R.E. Kwiatkowski, D.E. Campbell, P.P. McCarthy et T.A. Norris. *Étude des contaminants et des communautés benthiques dans les principales rivières des basses-terres de la Baie d'Hudson en Ontario.* Bulletin technique n° 131, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1984).

McNaught, D.C., D. Griesmer, M. Buzzard et M. Kennedy. *PCBs in Saginaw Bay: development of functional indicies to estimate inhibition of ecosystem fluxes.* EPA 600/S3-84-008 (1984).

McNulty, W.P., G.M. Becker et H.T. Cory. "Chronic toxicity of 3,4,3', 4'- and 2,5,2', 5'-tetrachlorobiphenyls in Rhesus macaques". *Toxic. Appl. Pharm., 56:* 182-190 (1980).

Meigs, J.W. "Chloracne from an unusual exposure to Aroclor". *J. Amer. Med. Assoc., 154:* 1417-1418 (1954).

Melançon, M.J. et J.J. Lech. "Dose-effect relationship for induction of hepatic mono-oxygenase activity in rainbow trout and carp by Aroclor 1254". *Aquat. Toxic., 4:* 51-61 (1983).

Merriman, J.C. et R.C. McCrea. *Les contaminants organiques à l'état de traces dans la rivière des Outaouais dans la région de la capitale nationale en 1981.* Bulletin technique nº 136, Direction des eaux intérieures, Environnement Canada (1985).

Mes, J. et D.J. Davies. "Presence of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues and the absence of polychlorinated terphenyls in Canadian human milk samples". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 21:* 381-387 (1979).

Mes, J., D.J. Davies et D. Turton. "Polychlorinated biphenyls and other chlorinated hydrocarbon residues in adipose tissue of Canadians". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 28:* 97-104 (1982).

Mineau, P., G.A. Fox, R.J. Norstrom, D.V. Weseloh, D.J. Hallett et J.A. Ellenton. "Using the Herring Gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes". Dans *Toxic Contaminants in the Great Lakes,* p. 425-452, J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.), J. Wiley and Sons Pub. (1984).

Mueller, W.F., W. Hobson, G.B. Fuller, W. Knauf, F. Coulston et F. Korte. "Endocrine effects of chlorinated hydrocarbons in Rhesus monkeys". *Ecotoxic. & Envir. Safety., 2:* 161-172 (1978).

Muir, D.C.G. *Chlorinated hydrocarbon and heavy metal contaminants in arctic animals and fish.* Répertoire des données publiées et non publiées. Rapport au Comité ad hoc des Affaires indiennes et du Nord sur les polluants présents dans l'alimentation des autochtones (1985).

Mullin, M.D., C.M. Pochini, S. McCrindle, M. Romkes, S.H. Safe et L.M. Safe. "High resolution PCB analysis: Synthesis and chromatographic properties of all 209 congeners". *Envir. Sci. and Tech., 18:* 468-476 (1984).

Murphy, T.J. "Atmospheric inputs of chlorinated hydrocarbons to the Great Lakes". Dans *Toxic Contaminants in the Great Lakes,* p. 53-79, J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.), J. Wiley & Sons (1984).

Musial, C.J., J. Uthe, R.J. Wiseman et R.A. Matheson. "Occurrence of PCB residues in burbot (*Lota lota*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*) from the Churchill Falls power development area". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 23:* 256-261 (1979).

National Academy of Science (NAS). *Polychlorinated biphenyls.* National Research Council (1979).

National Cancer Institute (NCI). *Bioassay of Aroclor 1254 for possible carcinogenicity.* Carcinogenesis Technical Report Series 38 (1978).

Nebeker, A.V. et F.A. Puglisi. "Effect of polychlorinated biphenyls (PCBs) on survival and reproduction of *Daphnia, Gammarus* and *Tanytarsus*". *Trans. Amer. Fish. Soc., 103:* 722-728 (1974).

Neely, W.B. "Reactivity and environmental persistence of PCB isomers". Dans *Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes.* D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich and M.S. Simmons (eds.), Ann Arbor Press (1983).

Nilsson, B. et C. Ramel. "Genetic tests on *Drosophila melanogaster* with polychlorinated biphenyls (PCBs)". *Hereditas., 77:* 319-322 (1974).

Nimmo, D.R. et L.H. Bahner. "Metals, pesticides and PCB: Toxicities to shrimp singly and in combination". Dans *Estuarine Processes. Volume I. Uses, Stresses, and Adaptation to the Estuary.* Academic Press (1976).

Nisbet, I.C. et A.F. Sarofim. "Rates and routes of transport of PCBs in the environment". *Envir. Health Persp., 1:* 21-38 (1972).

O'Connors, H.B., C.F. Wurster, C.D. Powers, D.C. Biggs et R.G. Rowland. "Polychlorinated biphenyls may alter marine trophic pathways by reducing phytoplankton size and production". *Science, 201:* 737-739 (1978).

Orberg, J. "Effects of pure chlorobiphenyls (2,4', 5-trichlorobiphenyl and 2,2', 4,4', 5,5'-hexachlorobiphenyl) on the reproductive capacity in female mice". *Acta. Pharm. Toxic., 4:* 323-327 (1978).

Orberg, J. et J.E. Kihlstrom. "Effects of long-term feeding of polychlorinated biphenyls (PCB Clopen A60) on the length of the oestrus cycle and on the frequency of implanted ova in the mouse". *Environ. Res., 6:* 176 (1973).

Organisation pour la coopération et le développement économiques (OCDE). *Decision of the Council on Protection of the Environment by Control of Polychlorinated Biphenyls,* (C73), Paris (1973).

Organisation pour la coopération et le développement économiques (OCDE). *Report on the implementation by member countries of the decision on the protection of the environment by control of polychlorinated biphenyls.* Doc. 11-230, Paris (1982).

Ouw, H.K., G.R. Simpson et D.S. Siyali. "Use and health effects of Aroclor 1242, a polychlorinated biphenyl, in an electrical industry". *Arch. Envir. Health, 31:* 189-194 (1976).

Peakall, D.B. "Effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) on the eggshells of Ring doves". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 6:* 100-101 (1971).

Peakall, D.B. "Polychlorinated biphenyls: Occurrence and biological effects". *Residue Rev., 44:* 1-21 (1972).

Peakall, D.B. "Accumulation and effects on birds". Dans *PCBs and the Environment.* J.S. Waid (ed.), CRC Press, Boca Raton (1985).

Peakall, D.B., J.L. Lincer et S.E. Bloom. "Embryonic mortality and chromosomal alterations caused by Aroclor 1254 in Ring doves". *Envir. Health Persp., 1:* 103-104 (1972).

Peakall, D.B. et M.L. Peakall. "Effect of a polychlorinated biphenyl on the reproduction of artificially and naturally incubated dove eggs". *J. Appl. Ecology, 10:* 863-868 (1972).

Pearce, P.A., D.B. Peakall et L.M. Reynolds. "Shell thinning and residues of organochlorines and mercury in seabird eggs, eastern Canada, 1970-76". *Pest. Monit. Jour., 13:* 61-68 (1979).

Peterson, R.H. "Temperature selection of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) as influenced by various chlorinated hydrocarbons". *J. Fish. Res. Board Can., 30:* 1091-1097 (1973).

Platford, R.F., R.J. Maguire, R.J. Tkacz, M.E. Comba et K.L.E. Kaiser. "Distribution of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons in various phases of the Detroit River". *J. Great Lakes Res., 11:* 379-385 (1985).

Platonow, N.S. et L.H. Karstad. "Dietary effects of polychlorinated biphenyls on mink". *Can. J. Comp. Med., 37:* 391-400 (1973).

Platonow, N.S. et B.S. Reinhart. "The effects of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) on chicken egg production, fertility and hatchability". *Can. J. Comp. Med., 37:* 341-346 (1973).

Powers, C.D., G.M. Nau-Ritter, R.G. Rowland et C.F. Wurster. "Field and laboratory studies of the toxicity to phytoplankton of polychlorinated biphenyls (PCBs) desorbed from fine clays and natural suspended particulates". *J. Great Lakes Res., 8:* 350-357 (1982).

Preston, B.D., J.P. Van Miller, R.W. Moore et J.R. Allen. "Promoting effects of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) and polychlorinated dibenzofuran-free Aroclor 1254 on diethylnitrosamine-induced tumorigenisis in the rat". *J. National Cancer Inst., 66:* 509-515 (1981).

Pupp, C. *An assessment of groundwater contamination in Canada: Part I.* Rapport provisoire au Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada (juin 1985).

Rice, C.P., B.J. Eadie et K.M. Erstfeld. "Enrichment of PCBs in Lake Michigan surface films". *Jour. Great Lakes Res., 8:* 265-270 (1982).

Ringer, R.K. "Toxicology of PCBs in mink and ferrets". Dans *PCBs: Human and Environmental Hazards*, p. 227-240. F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1983).

Risebrough, R.W. et D.W. Anderson. "Effects of DDE and PCB on mallards and their eggs". *J. Wildlife Manag., 39:* 508-513 (1975).

Roberts, J.R., D.W. Rodgers, J.R. Bailey et M.A. Rorke. *Polychlorobiphényls; Critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement.* Publication NRCC 16077, Conseil national de recherches Canada (1978).

Ronald, K., R.J. Frank, J.L. Dougan, R. Frank et H.E. Brown. "Pollutants in Harp Seals (*Phoca Groenlandica*). I. Organochlorines". *Sci. Total Envir., 38:* 133-152 (1984).

Sanders, H.O. et J.H. Chandler. "Biological magnification of a polychlorinated biphenyl (Aroclor) from water by aquatic invertebrates". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 7:* 257-263 (1972).

Sanderson, M.E. et P.D. Lavalle. "Surface loading from pollutants in precipitation in southern Ontario: some climatic and statistical aspects". *J. Great Lakes Res., 5:* 52-60 (1979).

Sangalang, G.B., H.C. Freeman et R. Crowell. "Testicular abnormalities in cod (*Gadhus morhua*) fed Aroclor 1254". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 10:* 617-626 (1981).

Santé et Bien-être social Canada. *Examen de la toxicologie et des questions sanitaires relatives aux BPC (1978-1982).* Rapport 85-EHD-113 (1985).

Saschenbrecker, P.W. *Data on average PCB levels in pork, poultry and beef in Canada from 1969-1985*, travail présenté à un atelier de Santé et Bien-être social Canada, à Ottawa (novembre 1985).

Sawhney, B.L. and L. Hankin. "Plant contamination by PCBs from amended soils". *J. Food Protect., 47:* 232-236 (1984).

Schimmel, S.C., D.J. Hansen et J. Forester. "Effects of Aroclor 1254 on laboratory-reared embryos and fry of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*)". *Trans. Amer. Fish. Soc., 103:* 582-586 (1974).

Schoeny, R.S., C.C. Smith et J.C. Loper. "Non-mutagenicity for Salmonella of the chlorinated hydrocarbons Aroclor 1254, 1,2,4-trichlorobenzene, mirex and kepone". *Mutagen Res., 68:* 125-132 (1979).

Schnoor, J.L. "Field validation of water quality criteria for hydrophobic pollutants". Dans *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fifth Conference*, p. 302-315. ASTM STP 766, J.G. Pearson, R.B. Foster et W.E. Bishop (eds.) (1982).

Scott, M.L. "Effects of polychlorinated biphenyls, DDT and mercury compounds in chickens and Japanese quail". *Fed. Proc., Fed. Amer. Soc. Exp. Biol., 36:* 1888-1893 (1977).

Seelye, J.G., M.J. Mac. "Size-specific mortality in fry of lake trout (*Salvelinus namaycush*) from Lake Michigan". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 27:* 376-379 (1981).

Shakim, M., P. Andrillon, N. Goetz, P. Bore, A. Bugaut et G. Kalopissis. "Studies on the mutagenicity of p-phenylenediamine in *Salmonella typhimurium*. Presence of PCBs in rat liver microsomal fraction induced by Aroclor". *Mutation. Res., 68:* 327-336 (1979).

Shannon, E.E., F.J. Ludwig et I. Valdmanis. "Polychlorinated biphenyls (PCBs) in municipal wastewaters: An assessment of the problem in the Canadian Lower Great Lakes". Rapport 73-3-8, Environnement Canada (1973).

Silbergeld, E.K. "Health effects of PCBs: Occupational exposure". Dans *Proceedings of the PCB Seminar*, p. 136-150. M.C. Barros, H. Konemann et R. Visser (eds.) (1984).

Singer, E., T. Jarv et M. Sage. "Survey of polychlorinated biphenyls in ambient air across the province of Ontario". Dans *Physical Behavior of PCBs in the Great Lakes*, p. 367-383. D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich et M.S. Simmons (eds.), Ann Arbor Press (1983).

Smith, A.B., J. Schloemer, L.K. Lowry, A.W. Smallwood, R.N. Ligo, S. Tanaka, W. Stringer, M. Jones, R. Hervin et C.J. Glueck. "Metabolic and health consequences of occupational exposure to polychlorinated biphenyls". *Brit. J. Indust. Med., 39:* 361-369 (1982).

Srebocan, V., J. Pompe-Gotal, V. Brmalj, M. Plazonic. "Effect of polychlorinated biphenyls Aroclor 1254 on liver gluconeogenic enzyme activities in embryonic and growing chickens". *Poult. Sci., 56:* 732-735 (1977).

Statistiques Canada. *Consommation apparente des aliments, par personne au Canada.* Division des ressources agricoles naturelles, Documents 32-229 Partie I (1984) et 32-230 Partie II (1983) (1985).

Stevens, R.J.J., H. Biberhofer et M.A.T. Neilson. *Distribution of organic contaminants in Lake Ontario surface waters* (manuscrit) (1985).

Strachan, W.M.J. "Organic substances in the rainfall of Lake Superior: 1983". *Envir. Toxic. and Chem., 4:* 677-683 (1985).

Strachan, W.M.J. et H. Huneault. "Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Greak Lakes precipitation". *J. Great Lakes Res., 5:* 61-68 (1979).

Strachan, W.M.J., H. Huneault, W.M. Schertzer et F.C. Elder. "Organochlorines in precipitation in the Great Lakes region". Dans *Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, p. 387-396. B.K. Afghan and D. Mackay (eds.), Plenum Press (1980).

Strek, H.J. J.B. Weber, P.S. Shea, E. Mrozek, Jr et M.R. Overcash. "Reduction of polychlorinated biphenyl toxicity and uptake of carbon-14 activity by plants through the use of activated carbon". *J. Agric. Food Chem., 29:* 288-293 (1981).

Swain, W. "An overview of the scientific basis for concern with polychlorinated biphenyls in the Great Lakes". Dans *PCBs: Human and Environmental Hazards*, p. 11-48. F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1983).

Suzuki, M., N. Aizawa, G. Okuno et T. Takahashi. "Translocation of polychlorinated biphenyls in soil into plants: A study by a method of culture of soybean sprouts". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 5:* 343-352 (1977).

Tabak, H.H., S.A. Quave, C.I. Mashni et E.F. Barth. "Biodegradability studies with organic priority pollutant compounds". *J. Wat. Poll. Cont. Fed., 53:* 1503-1518 (1981).

Thomas, R.L. et R. Frank. "PCBs in sediments and fluvial suspended solids in the Great Lakes". Dans *Physical Behavior of PCBs in the Great Lakes,* p. 245-267. D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich et M.S. Simmons (eds.), Ann Arbour Press (1983).

Thomas, P.T. et R.D. Hindsill. "Effect of polychlorinated biphenyls on the immune responses of rhesus monkeys and mice". *Toxic. and Appl. Pharm., 44:* 41-51 (1978).

Travers, I.C. et R.C.H. Wilson. *PCBs in the Atlantic provinces.* Rapport à l'exécutif du bureau régional de l'Atlantique, Pêches et Environnement Canada, rapport EPS-5-AR-77-13, ARB No. 2 (1977).

Truelove, J., D. Grant, J. Mes, H. Tryphonas et Z. Zawidska. "Polychlorinated biphenyl toxicity in the pregnant Cynomolgus monkey: A pilot study". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 11:* 583-588 (1982).

Tucker, E.S., V.W. Saeger et O. Hicks. "Activated sludge primary biodegradation of polychlorinated biphenyls". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 14:* 705-713 (1975).

Tumasonis, C.F., B. Bush et F.D. Baker. "PCB levels in egg yolks associated with embryonic mortality and deformity of hatched chicks". *Arch. Envir. Cont. Toxic., 1:* 312-314 (1973).

Turner, J.C. et R.S. Green. "Effect of polychlorinated biphenyls on poultry. II. Induction of liver microsomal enzymes". *N. Z. Jour. Agric. Res., 19:* 231-232 (1976).

U.S. National Research Council. *Polychlorinated biphenyls.* Rapport du Committee on the Assessment of Polychlorinated Biphenyls in the Environment au National Research Council. Nat. Academy of Sciences. 182 pages (1979).

U.S. "Polychlorinated biphenyls - Environmental Impact: A review by the panel on hazardous trace substances". *Environmental Research., 5:* 249-362 (1972).

Van Velsen, F.L., J.G. Vos et H.A. Kuiper. "Toxicity of PCBs in relation to human exposure". Dans *Proceedings of the PCB Seminar,* p. 129-135. M.C. Barros, H. Konemann et R. Visser (eds.) (1984).

Vermeer, K. et D.B. Peakall, "Toxic chemicals in Canadian fish-eating birds". *Marine Poll. Bull., 8:* 205-210 (1977).

Vos, J.G., J.J.T.W.A. Strik, C.W.M. Van Holsteijn, J.H. Pennings. "Polychlorinated biphenyls as inducers of hepatic porphyria in Japanese quail, with special reference to (delta)-amino-levulinic acid synthetase activity, fluorescence, and residues in the liver". *Toxic. Appl. Pharm., 20:* 232-240 (1971).

Wagner, E.T., R.L. Collin, P.J. Crabtree, V.J. Saulys, D.J. Pascoe, J.C. McMahon, F.C. Fleischer et R.B. Hemmett. *Report of the Niagara River Toxics Committee* à Environnement Canada, l'U.S. Environmental Protection Agency, au ministère de l'environnement de l'Ontario et à la New York Department of Environmental Conservation (1984).

Ware, P.M. et R.F. Addison. "PCB residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence". *Nature., 246:* 519-521 (1973).

Watanabe, M. et T. Sugahara. "Experimental formation of cleft palate in mice with polychlorinated biphenyls (PCB)". *Toxicology., 19:* 49-53 (1981).

Webber, M.D., H.D. Monteith et D.G.M. Corneau. "Assessment of heavy metals and PCBs at selected sludge application sites in Ontario". *J. Water Pol. Cont. Fed., 55:* 187-195 (1983).

Weber, J.B. et E. Mrozek Jr. "Polychlorinated biphenyls: Phytotoxicity, absorption and translocation by plants, and inactivation by activated carbon". *Bull. Envir. Cont. Toxic., 23:* 412-417 (1979).

Welsch, F. "Effects of polychlorinated biphenyls on the expression of embryo toxicity caused by model teratogens". Dans *PCBs: Human and Environmental Hazards*, p. 253-276. F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1983).

Weltman, R.H. et P.H. Norback. "Hepatic ultrastructural changes in rats exposed to polychlorinated biphenyl isomers: Hexachlorobiphenyl-induced neoplastic nodules". *Toxic. Appl. Pharm., 48:* A181 (1979).

Westoo, G. et K. Noren. "Organochlorine contaminants in human milk, Stockholm, 1967-1977". *Ambio., 7:* 62-64. (1978).

Whittle, D.M. et J.D. Fitzsimons. "The influence of the Niagara River on contaminant burdens of Lake Ontario biota". *Jour. Great Lakes Res., 9:* 295-302 (1983).

Williams, D.T., G.L. LeBel et E. Jenkins. "A comparison of organochlorine residues in human adipose tissue autopsy samples from two Ontario municipalities". *J. Toxic. Envir. Health., 13:* 19-29 (1984).

Willis, D.E., M.E. Zinck, D.C. Darrow et R.F. Addison. "Induction of mixed function oxidase enzymes in fish by halogenated and aromatic hydrocarbons". Dans *Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, p. 531-536. B.K. Afghan and D. Mackay (eds.), Plenum Press (1980).

Wong, C.K., C.J. Chen, P.C. Cheng, P.H. Chen. "Mucocutaneous manifestations of polychlorinated biphenyl (PCB) poisoning: A study of 122 cases in Taiwan". *Brit. J. Dermat., 107:* 317-323 (1983).

Wyndham, C., J. Devenish et S. Safe. "The in vitro metabolism, macromolecular binding and bacterial mutagenicity of 4-chlorobiphenyl, a model PCB substrate". *Res. Comm. Chem. Path. Pharm., 15:* 563-570 (1976).

Yoshimura, T. et M. Ikeda. "Growth of school children with polychlorinated biphenyl poisoning or Yusho". *Envir. Res., 17:* 416-425 (1978).

Zabik, M.J. "The photochemistry of PCBs". *PCBs: Human and Environmental Hazards*, Commission mixte internationale. F.M. D'Itri et M.A. Kamrin (eds.), Butterworth Press (1982).

ANNEXE

Recherche de références

RECHERCHE DE RÉFÉRENCES

Les documents scientifiques et autres ont fait l'objet de recherches en mai et en juin 1985. Les bases de données accessibles par le système DIALOG et le système WATDOC d'Environnement Canada ont été examinées. La recherche était limitée aux renseignements réunis depuis 1975 ou à peu près. Voici les bases de données qui ont été examinées à l'aide des caractéristiques de recherche indiquées. Ces fichiers se répétaient quelque peu, et les références n'ont pas toutes été utiles.

Base de données	Caractéristiques de recherche	Nombre de références
CAS-82-85	PCB* ou Polychlorinated Biphenyl not (Human or Electric*) and (Measurement* or Fate or Impact* or Effect* or Environment* or Residue* or Behaviour or Behavior) RN = 11096-82-5 or 11097-69-1 or 25323-68-6 or or 25429-29-2 or 26914-33-0	138
CAS-80-81	Comme pour CAS 1982-1985	82
CAS-77-79	Comme pour CAS 1982-1985	124
AST	PCB or Polychlorinated Biphenyl* or Tri/Tetra/Pentachlorobiphenyl* or PCB 1254 or PCB 1260	4
CENV	PCB*	463
	PCB* and 1254	60
	PCB* and 1260	9
	PCB* and (Environment* or Effect* or Occurence* or Measur*)	45
	PCB* and (Behaviour* or Fate* or Impact* or Residu*)	68
	Polychlorinated Biphenyl and (Environment* or Effect* or Occurence* or Measur*)	49
	Tetra/Pentachlorobiphenyl	5
DEL	Comme pour AST	37

CAS - Chemical Abstracts
AST - Arctic Science & Technology
CENV - Environnement Canada
DEL - Delft Hydro